



## 저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

공학박사학위논문

기후변화가 동아시아 지역  
다매체 환경에서 PAHs의 동태에  
미치는 영향의 예측 및 분석

Prediction and Analysis of the Impact of  
Climate Change on the Fate and Transport of PAHs  
in the Multimedia Environment of East Asia

2017년 2월

서울대학교 환경대학원

환경계획학과

송 지 혜

기후변화가 동아시아 지역  
다매체 환경에서 PAHs의 동태에  
미치는 영향의 예측 및 분석

지도교수 이 동 수

이 논문을 공학박사학위논문으로 제출함

2017년 1월

서울대학교 환경대학원

환경계획학과

송 지 혜

송지혜의 박사학위논문을 인준함

2017년 1월

위 원 장	윤 제 용	(인)
부 위 원 장	오 능 환	(인)
위 원	이 동 수	(인)
위 원	우 정 현	(인)
위 원	김 승 규	(인)

## 국 문 초 록

기후변화로 인해 동아시아 지역의 다매체 환경에서 PAHs의 동태가 달라지는데 이를 정량적으로 분석하기 위해 다매체 모형을 개발하여 예측하였다. 또한 기후변화가 장거리 이동에 미치는 영향을 분석하였다.

동아시아 지역( $25\sim 50^{\circ}\text{N}$ ,  $98\sim 148^{\circ}\text{E}$ )을 대상으로 대기, 수체(지표수와 해양), 저토, 토양, 식생을 포함하는 dynamic 다매체 모형(POPsLTEA)을 개발하였다. 모형의 공간적 해상도는  $50\text{km} \times 50\text{km}$  격자 5000개(가로 100개, 세로 50개)로 이루어져있으며 남한 지역( $33\sim 38^{\circ}\text{N}$ ,  $126\sim 130^{\circ}\text{E}$ )에 대해서는 Nesting 을 적용하여 지역 상세화( $12.5\text{km} \times 12.5\text{km}$  격자, 총1008개)를 하였다. 모형은 PAHs 16종을 대상으로 개발되었으며 RCP 8.5 기후변화 시나리오로 1956년부터 2100년까지 총145년 기간 동안 모의하였다. 2004년 배출량 기준으로 GDP 변화를 반영한 배출량을 1956년부터 2013년까지 추정하였고 이후는 배출량 변화가 없다고 가정하여 기후변화의 영향가운데 배출량 변화가 미치는 영향을 제거하였다. 모형의 신뢰도 평가 결과 대기에서는 모든 물질에 대해 높은 예측력을 보이며, 다른 매질에서는 입력자료의 한계 등으로 특정 매질의 일부 물질을 제외한 나머지에 대해 통계적으로 신뢰할 만한 예측력을 가지는 것으로 나타났다. 기후변화로 인해 Nap, Phe, Flr은 오염도가 감소하며 상대적으로 무거운 물질인 BaP, BghiP는 오염도가 증가한다. 그러나 국가별 오염도 변화를 2011년부터 2100년 동안 30년씩 나누어 확인한 시기별 차이는 통계적으로 차이가 없었다.



물질별 오염도가 기후변화로 인해 증감이 달라지는 중요한 동태는 대기에서는 광분해반응과 침적이 중요하였으며, 토양과 수체에서는 대기로부터의 침적과 입자상 지표유출 및 휘발이 중요하였다. BaP의 장거리 이동을 분석하기 위해 배출량 제어 실험을 한 결과 우리나라에서 대기 1층 오염도의 45%이상, 대기 4층 오염도의 94%이상이 중국으로부터 유입된 것이다. 기후변화로 인해 중국의 배출이 우리나라 오염도에 미치는 기여도는 매질에 따라 1.4~8.4% 증가하며 일본의 기여도는 0.9% 이하로 감소 할 것으로 예측되었다.

기후변화 영향의 정량적 평가가 가능한 동아시아 지역의 다매체모형은 대상 물질을 추가하거나 다양한 배출량 및 기후변화 시나리오를 적용한 연구가 가능하다. 이러한 결과는 기후 변화에 따라 달라지는 환경 정책 수립과 동아시아 지역 국가간 배출량 규제 등의 협의를 위한 과학적 기초자료로 사용될 수 있다.

**주요어:** 기후변화, PAHs, 동아시아, 다매체모형, 장거리이동  
**학 번:** 2008-30673

# 목 차

## 국문초록

## List of Tables

## List of Figures

1. 서론.....	1
1.1 연구 배경 및 목적.....	1
1.2 연구 범위 및 내용.....	6
2. POPsLTEA 모형 개발 및 평가.....	8
2.1 모형 개발.....	8
2.1.1 모형의 구조.....	8
2.1.2 연산.....	9
2.1.3 시·공간적 범위와 해상도.....	12
2.1.4 격자의 구조.....	14
2.1.5 다매체 환경동태.....	17
2.1.5.1 매체 내 환경동태.....	20
2.1.5.2 매체 간 환경동태.....	36
2.1.6 입력자료.....	44

2.1.6.1	기후변화 시나리오	44
2.1.6.2	지형자료	50
2.1.6.3	물성자료	53
2.1.6.4	배출량	56
2.1.7	Buffer zone 설정	63
2.2	모형의 신뢰도 평가	66
2.2.1	매체별 농도 비교	66
2.2.2	Coincidence and association	72
3.	RCP 8.5에 의한 PAHs 오염도의 변화 분석	77
3.1	다매체 환경의 오염도 변화	80
3.1.1	대기 오염도 변화	81
3.1.2	토양 및 수체 오염도 변화	85
3.1.3	위도별 오염도 변화	91
3.2	오염도 변화의 물질별 분석	99
3.2.1	물질간 변화율의 상관성	99
3.2.2	대기 오염도 변화의 분석	102
3.2.3	토양 및 수체 오염도 변화의 분석	107
3.3	분석의 요약	115

4. 기후변화로 인한 BaP의 장거리 영향 변화.....	117
4.1 배출량 제어 실험 .....	117
4.2 주변국의 우리나라 오염도 기여도 변화.....	118
5. 결론.....	124
5.1 결과 요약 및 의의.....	124
5.2 연구 한계 및 향후 연구 방향.....	126

참고문헌

부록

Abstract

## List of Tables

**Table 2-1.** Major intra- and inter-media processes used in POPsLTEA

**Table 2-2.** Major process variables used in POPsLTEA

**Table 2-3.** Transport processes and variables used in POPsLTEA to account for the influence of climate change

**Table 2-4.** Temperature dependent physico-chemical properties of the 16 PAHs used in the present study (Paasivirta et al., 1999)

**Table 2-5.** Comparison of estimated emission [Mg/year] based on Zhang et al.(2009) considered GDP variation (this study) to the estimated emission [Mg/year] by combustion inventory (Shen et al., 2013) in 2007

**Table 2-6.** Statistical comparison between the measured and the predicted concentrations for 5 PAHs in air, soil, water, and sediment

**Table 2-7.** Correlation coefficients between the measured and the predicted concentrations for 5 PAHs in air, soil, water, and sediment

**Table 2-8.** Performance of POPsLTEA indicated by Coincidence and Association

**Table 3-1.** Paired t-test results of logarithm concentration

over East Asia during A(2011–2040), B(2041–2070), and C(2071–2100). P-value is shown in numbers, statistical differences in bold, no statistical difference in gray in the 90% confidence level.

**Table 3–2.** Paired t-test to logarithm concentration between 2011 and 2040 compared to that between 2071 and 2100 in the 90% confidence interval. The numbers mean differences of concentration. No significant difference in gray. The cells in sky blue show significant decreases and cells in red show in significant increases.

**Table 3–3.** Correlation coefficients to changing ratios of air pollution level and meteorological difference by climate change scenario (RCP 8.5) with latitude variation

**Table 4–1.** Emission control simulation list

**Table 4–2.** Contribution ratios of South Korea’s pollutants level (1<sup>st</sup> and 4<sup>th</sup> layers of air, soil, and water) to South Korea’s emission, China’s emission, and Japan’s emission respectively

## List of Figures

**Fig. 2-1.** Computation sequence of POPsLTEA

**Fig. 2-2.** The model domain of POPsLTEA including the nested area and the buffer zone

**Fig. 2-3.** Multimedia structure in a grid

**Fig. 2-4.** Conceptual cell structure and environmental processes of POPsLTEA

**Fig. 2-5.** Predicted climate change under the RCP 8.5 scenario in the model domain. (a) Temperature (b) precipitation (c) difference of wind vector between the periods of 2081~2100 and 1986~2005 at 1000hPa and (d) 850hPa.

**Fig. 2-6.** Time series of (a) 850hPa and (b) 1000hPa wind speed in China, Japan, South Korea, and Ocean from 1956 to 2100 under the RCP 8.5 climate change scenario

**Fig. 2-7.** Ratios of Concentration ( $\text{Conc.}_{30 \text{ mean currents}} / \text{Conc.}_{\text{wind effect currents}}$ ) of BaP in the 1st layer and 4th layer of air, soil, and water. Left panel means 1971–2000 and right panel means 2071–2100.

**Fig. 2-8.** Emission [mol/3hour] of Nap, Phe, Flr, BaP, BghiP on 2004

**Fig. 2–9.** Time series of BaP emission [mol/3hours] from 1956 to 2100 in South Korea, China, North Korea, Japan, Mongol, and Russia

**Fig. 2–10.** Ratio of the predicted concentrations in the 4<sup>th</sup> atmospheric layer calculated by using two different boundary conditions ( $=C_{1st\ BC}/C_{2nd\ BC}$ ). 1<sup>st</sup> BC: the concentrations in the boundary cells are equal to those in the locations immediately exterior to the boundary cells ( $\angle C = 0$ ). 2<sup>nd</sup> BC: all the concentrations outside the model domain are zero.

**Fig. 2–11.** Comparison of predicted and measured log concentrations of Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP for (a) air [ng/m<sup>3</sup>], (b) fresh water [ng/l], (c) soil [ng/g], and (d) sediment [ng/g]

**Fig. 3–1.** Geo-mean log concentration and the rate of change between 2011 and 2040 in the 1<sup>st</sup> layer of air ((a)–(e)) and 4<sup>th</sup> layer of air ((f)–(j)). Contour shows  **$\log_{10} Conc_{2011-2040}$**  [mol/m<sup>3</sup>] and shading means  $Conc_{2071-2100}/Conc_{2011-2040}$ .

**Fig. 3–2.** Geo-mean log concentration and the rate of change between 2011 and 2040 in soil ((a)–(e)) and water ((f)–(j)). Contour shows  **$\log_{10} Conc_{2011-2040}$**  and shading means  $Conc_{2071-2100}/Conc_{2011-2040}$ .

**Fig. 3–3.** Increasing in green and decreasing in blue concentration in water of (a) Nap, (b) Phe, (c) Flr, (d) BaP, and (e) BghiP according to climate change (2071–2100) compared



to that of 2011–2040. Mean wind vector in 2011–2040 in (b) 1<sup>st</sup> layer and (d) 4<sup>th</sup> layer. The variation of wind vector with climate change (2071–2100) compared to that of 2011–2040 in (c) 1<sup>st</sup> layer and (e) 4<sup>th</sup> layer.

**Fig. 3–4.** Mean weighted changing ratios of concentration between 2071 and 2100 compared to that between 2011 and 2040 according to latitude variation over (a) 1<sup>st</sup> layer of air and (b) 4<sup>th</sup> layer of air over soil, (d) 1<sup>st</sup> layer of air and (e) 4<sup>th</sup> layer of air over ocean.

**Fig. 3–5.** Emission ratio [mol/m<sup>3</sup>/3hours] of Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP according to latitude variation for 3 hours from 2011 to 2100

**Fig. 3–6.** Difference of (a) temperature and (b) wind speed in the 1<sup>st</sup> and 4<sup>th</sup> layer of air over soil and ocean respectively according to latitude variation between 2011–2040 and 2071–2100. The Y-axis on the left in graph (b) shows the differences of wind speed of 1<sup>st</sup> layer air and Y-axis on the right in graph (b) shows the differences of wind speed of 4<sup>th</sup> layer air over ocean.

**Fig. 3–7.** Correlation coefficients and scatter plots of weighted concentration changing ratio compared Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP over (a)–(c) China and (d)–(f) North Korea

**Fig. 3–8.** Changing mass flux [mol] of (a) Nap, Phe, and Flr. and (b) BaP and BghiP in the air due to climate change

**Fig. 3–9.** Variations of (a) degradation rate and (b) particle partition coefficient ( $K_p/(1+K_p)$ ) in the air with temperature

**Fig. 3–10.** Changing mass flux [mol] of (a) Nap, Phe, and Flr and (b) BaP and BghiP in soil due to climate change

**Fig. 3–11.** Changing mass flux [mol] of (a) Nap, Phe, and Flr and (b) BaP and BghiP in water due to climate change

**Fig. 3–12.** Relationship of  $\log(\text{Henry's constant}=K_H)$  and  $\log(K_{ow})$  in the air according to temperature variation

**Fig. 4–1.** Contribution ratio of BaP emission from neighboring countries to pollution level in South Korea from 2011 to 2040

**Fig. 4–2.** Changing contribution ratio to pollution level in South Korea of 2071–2100 based on the BaP emission from neighboring countries of 2011–2040

# 1. 서론

## 1.1 연구 배경 및 목적

기후변화는 환경 중에서 오염 물질의 동태에 영향을 미친다고 알려져 있다(Gusev et al., 2012; Dalla et al., 2007). 특히 방향족 탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)와 잔류성 유기 오염 물질을 포함하는 Semi-volatile organic chemicals(SVOCs)는 기상 및 환경 조건의 변화로 인해 다매체 환경 동태에 영향을 주기 때문에 기후변화에 의한 영향을 이해하는 것이 중요하다(Kallenbom et al., 2012; Teran et al., 2012; Schiedek et al., 2007). 현실적으로 기후변화에 대비하여 유해 물질을 적절하게 관리하기 위해서는 무엇보다도 기후변화에 수반되는 주요 기상인자와 환경 조건의 변화들이 환경 오염도에 끼치는 영향을 정량적으로 예측할 수 있어야 하며 그를 바탕으로 다매체 내 이동과 확산 및 분포의 경향을 통합적으로 평가할 수 있어야 한다. 그리고 그 경향이 유해물질의 특성에 따라 어떻게 달라지는지를 분석하는 것이 필요하다.

이러한 분석을 시도한 이전 연구에서는 기후변화로 인해 오염도가 증가할 것으로 예상하는 결과를 제시하였다(Marquès et al., 2016; Hansen et al., 2015; Nadal et al., 2015; Cai et al., 2014; Kallenborn et al., 2012; Noyes et al., 2009; Macdonald et al., 2003). 구체적인 결과로, 기온이 증가함에 따라 PCBs, PCDD/F 및

기타 유해 물질의 대기 오염도 및 휘발량이 증가함을 보였다(Valle et al., 2007; Schiedek et al., 2007; Wania et al., 2002). 그리고 Noyes et al.(2009)은 강수량의 증가로 인해 대기 중 입자상 물질 및 오염 물질의 농도가 감소하는 경향을 분석하였다. 그러나 이러한 기존 연구들은 온도나 강수의 증감에 따른 개별적 영향을 연구한 것으로 여러 기상 요인과 식생 및 토양의 다양한 요소를 복합적으로 고려한 연구는 매우 부족하다.

사실 이러한 복합적 요인의 영향에 대한 정량적 예측은 모형을 통해서만 가능하다. 그래서 일부 연구에서는 기존에 개발된 모형을 이용하여 각각 대기, 토양, 수체의 단일 매체에서 기후변화의 영향으로 오염도가 변하는 연구 결과를 제시하였다(Amell et al., 2015; Harley et al., 2006; Macdonald et al., 2003 등). 그러나 SVOCs의 경우 침적 및 휘발 등의 다양한 방법으로 여러 매체로 전이되는 특성 때문에 다매체 오염도 변화의 예측이 필요하다. Macleod et al.(2005)와 Earnshaw et al.(2015)는 저해상도 모형을 이용하여 전 지구나 유럽지역을 대상으로 기상의 변화로 인한 오염 물질의 다매체 동태를 예측하였다. 이들은 매체 간 오염도가 화학 평형에 있다고 가정하거나 정상 상태에 있다고 가정하는 다매체모형(LevelIII model)을 활용하여 미래 50년간의 polychlorinated biphenyls(PCBs)와 polybrominated diphenyl ethers(PBDEs) 오염도 분포를 예측한 결과를 보였다. 또한 Wania and Daly(2002)는 hydroxyl radical 농도와 온도의 영향에 따라 PCBs 농도분포가 어떻게 달라지는지에 대한 결과를 Globo-

POP(Global distribution model, Wania and Mackay, 1999)을 활용하여 평가하기도 하였다. Zhu et al.(2014)은 Simplebox 모형에 바탕을 두고 개발한 steady state (Level III) 모형 SESAMe(Sino Evaluative Simplebox-MAMI Model)을 사용하여 중국에서 풍속의 변화 때문에 Benzo[a]pyrene와 Acenaphthene의 장거리 수송의 가능성이 크게 바뀔 수 있음을 보였다. BETR-Global(Macleod et al., 2001 and 2005) 역시 level III 다매체모형인데 이를 사용하여 Lamon et al.(2009)은 기후변화 시나리오에 따른 온도 증가가 대기 중의 PCBs농도를 증가시킬 것임을 예측 하였다. 그러나 이 기존 연구들은 실제 일어날 수 있는 현상을 예측하기 보다는 대부분 평형을 가정한 다매체모형을 활용하여 기후변화 조건에서 일어날수 있는 현상을 학습하는 예비적 연구의 성격을 가지고 있다. 실제 비평형·비정상 상태인 환경에서 기후변화에 따른 기상 및 환경 조건의 복합적인 영향을 파악하려는 연구는 아직도 매우 부족한 상태다.

한편 Lang et al.(2008)와 Wöhrnschimmel et al.(2013)에 따르면 유럽 및 극지방의 PAHs, PCB153,  $\alpha$ -HCH의 농도는 배출량에 비해 높으며 이러한 물질은 중국, 한국 및 일본과 같이 멀리 있지만 오염 물질을 많이 배출하는 지역으로부터 온 것으로 예상하고 있다. 대상 오염 물질이 환경 중 장기간 잔류하는 경향이 크고 장거리 수송이 가능한 물질이기 때문이다. 특히 고배출원 지역을 포함하는 경우, 멀리 떨어진 지역까지 직접적인 영향을 주기 때문에 오염 물질의 장거리 이동을 예측하는 것은 매우 중요하다(Fenner et al., 2005; Zhu et al., 2014). 장거리 영향의

예측을 하기 위해서 유럽지역이나 전 지구를 대상으로 개발된 모형과 기후변화의 영향에 대한 연구 결과(Hauck et al., 2008; MacLoed et al., 2011)는 존재한다. 하지만 SVOCs의 배출량이 많은 동아시아 지역에서 여러 국가의 다매체 환경을 대상으로 하는 비정상 상태 모형이 개발된 바가 아직 없다. 현재까지 보고된 논문에 따르면 중국 일부 지역의 다매체 환경을 다루거나(Liu et al., 2014) 일본과 근해를 포함한 모형(Suzuki et al., 2004), 남한을 대상으로 하는 비정상 상태의 다매체모형(Cai et al., 2014)이 전부이며 또한 이들은 기후변화 영향을 예측하는 것은 아니다.

PAHs의 오염도 변화에 기후변화가 미치는 영향을 보기 위해 모형의 입력 자료로서 기후변화 시나리오를 사용한 연구는 다른 오염물질에 비해 덜 진행되어 왔다(Nadal et al., 2015). 앞에서 언급한 바와 같이 남한을 대상으로 한 연구(Cai et al., 2014)와 전 지구 모형을 통해 배출의 영향과 기후변화의 영향을 비교 평가한 연구(Friedman et al., 2014)가 있으며 두 연구 모두 SRES A1B 기후변화 시나리오를 입력자료로 하였으며 50년(2000~2049년) 기간을 대상으로 시뮬레이션 하였다. 남한 지역을 대상으로 A1B 시나리오를 적용한 연구에서는 배출량의 차이가 큰 두 지역을 비교하며 대기에서는 바람의 영향이, 물에서는 강우 강도가 오염도 변화의 중요 요인인 것으로 설명하였고 지역마다 다른 배출량은 기후변화의 영향을 복잡하게 하는 요인으로 설명하였다(Cai et al., 2014). 이와 유사하게 Friedman et al.(2014)의 연구에서도 마찬가지로 배출량 변화의 요인이 더 큰

영향을 미치는 것을 보였으며 기후변화의 영향만을 분석한 결과를 제시하였고 배출량의 변화 및 기후변화의 영향 둘 다를 고려한 결과를 제시하였다. 배출량의 영향을 따로 그리고 동시에 제시한 연구는 의미가 있었으나 배출량의 감소를 가정할 때 그 변화 폭이 매우 큰 불확실성을 갖고 있기 때문에 실제 기후변화 시나리오의 영향과 비교하는데 큰 한계를 가지고 있다.

IPCC에 의해 발표된 기후변화 시나리오는 SRES와 RCP 두 가지로서 지금까지 기후변화로 인한 POPs의 오염도 변화 연구는 SRES 시나리오를 사용해왔다. 그러나 온실가스 대표 농도경로 네 가지에 따라 다른 기후변화 시나리오를 생산한 RCP 시나리오에는 인간의 활동이 고려되어 있다. 그래서 어느 기후변화 시나리오를 사용하는가에 따라 배출량 시나리오를 적용하기 위한 가정이 명확해진다. 본 연구는 지금까지 POPs에서는 적용되지 않은 RCP 기후변화 시나리오의 영향을 살펴보는 데 의의를 가진다.

대상 물질 PAHs는 장거리 이동 특성을 지니는데 Nadal et al.(2006)은 기후변화로 온도가 증가하는 것과 동시에 UV-B가 증가하여 특히 가스상으로 많이 분배되는 가벼운 PAHs의 대기 중 광분해반응이 증가하여 장거리 이동에 영향을 줄 수 있음을 제시하였다. 이는 기후변화로 인해 PAHs 물성의 특징에 따라 오염도 및 장거리 이동성이 달라질 수 있음을 의미한다. 그러나 이전 연구에서는 물성에 따른 기후변화 영향의 차이에 대한 정량적이고 체계적인 비교가 없었다. 본 연구에서는 다매체 환경에서 기후변화의 영향에 대한 정량적 예측 및 분석뿐만 아니라

물성에 따라 달라지는 기후변화의 영향을 평가하고자 한다.

종합해보면 다매체 오염도 및 장거리 이동 특성의 변화가 예상되는 PAHs에 미치는 기후변화의 영향을 정량적으로 평가하기 위해서는 다매체 환경을 고려하는, 동아시아 규모의 비평형·비정상 상태 모형이 필요하다. 따라서 동아시아 지역을 대상으로 다매체모형을 개발하고 이를 이용하여 기후변화가 환경 중 PAHs의 동태에 미치는 영향을 다매체 환경에서 물질에 따라 다른 영향을 정량적으로 분석하는 것을 본 연구의 주 목적으로 한다.

## 1.2 연구 범위 및 내용

본 연구는 크게 동아시아 다매체 모형 개발하고 예측 값과 관측 값의 비교를 통해 모형의 예측력을 평가한다. 기후변화 시나리오를 적용하여 오염도를 예측한 결과를 통해 기후변화의 영향을 다양한 방법으로 분석한다. 최종적으로 남한지역에 대한 지역상세화 결과를 통해 기후변화로 인한 오염물질의 장거리 이동의 변화에 대한 분석 결과를 제시한다.

일단 배출이 되면 환경 중에 잔류할 가능성이 높고 장거리 이동이 가능하기 때문에 위해도 영향 범위가 넓은 16 PAHs를 대상 물질로 모형을 개발하였다. 모형의 신뢰도 평가 및 기후변화 영향의 분석에서는 대표물질로 선정된 5종에 대해서만 제시한다. 대표물질로 선정한 5종은 벤젠 고리 개수가 각각 2, 3, 4, 5, 6개로서 총 배출량을 고려하여 Naphthalene(Nap), Phenanthrene(Phe), Fluoranthene(Flr), Benzo[a]pyrene(BaP),



Benzo[ghi]perylene (BghiP)을 대표물질로 선정하였다.

연구 대상 지역인 동아시아 지역 (25~50 ° N, 98~148 ° E)에서 50km 해상도를 가지며, 남한 지역 (33~38 ° N, 126~130 ° E)은 12.5km 격자로 지역 상세화를 적용한 다매체 모형 (Persistent Organic Pollutants Long range Transport model for East Asia, POPsLTEA)을 개발하였다. 기후변화를 반영하기 위해 1956~2100년 기간에 대해 RCP 8.5 시나리오를 입력자료로 하여 3시간을 기본 계산으로 145년 동안 시뮬레이션하였다. 개발된 모형이 기후변화의 영향을 정량적으로 평가하기에 적합한지 파악하기 위하여 중국, 일본, 한국의 다매체 관측 자료와 모형 결과를 비교하였다.

대상이 되는 지역의 인접성 때문에 특정 국가에서 배출된 오염 물질은 주변 국가의 다매체 오염도에 영향을 주고 기후변화로 인해 그 영향 또한 바뀌기 때문에 나라별 · 물질별로 오염도 변화를 분석하였다. 최종적으로는 기후변화로 인한 장거리 수송의 변화에 대해 Benzo[a]pyrene 물질을 대상으로 분석한 결과를 제시한다.

## 2. POPsLTEA 모형 개발 및 평가

### 2.1 모형 개발

#### 2.1.1 모형의 구조

모형의 전체 flow chart는 Fig. 2-1에 나타냈다. 각 모듈 이름 앞에 붙여진 "NS"는 nesting 환경 동태에서 사용되는 것을 의미한다.

각 모듈의 기능은 Table A-1에 요약하였다. VARIABLES 모듈은 모형에서 사용할 변수들을 선언하는 기능을 갖고 있다. 모형에서 변수는 문자, 자연수, 실수로 구분되고, 총 1127개의 변수가 선언된다. INPUTFILES 모듈은 선언된 변수에 입력자료를 읽어 들인다. 모형에서는 기상자료, 대상 물질의 물성 및 반응속도 자료, 강과 해양의 흐름자료, TSP, 배출량 및 지역별 배출속도, 토지이용도, 지표유출속도를 입력자료로 사용한다(Table A-2). PARAMETER\_IT 모듈은 각 매질에서 오염물질의 동태를 계산하기 위한 변수를 계산하는데 이때 INPUTFILES 모듈에서 읽어 들인 입력자료 변수들을 사용한다. TRANSPORT 모듈은 대기과 수체에서 일어나는 이류와 확산 현상에 대한 동태를 계산한다. DEPOSITION 모듈은 대기에서 습식 및 건식침적으로 가스상 및 입자상 오염물질이 다른 매질로 얼마나 이동하는지를 계산한다. REACTION 모듈은 각 매질에서 분해 반응으로 제거되는 오염물질 동태를 계산한다. SUBROUTINES 모듈은 토양, 식생, 지표수와 해

양, 저토의 물질수지식을 한꺼번에 계산하는 모듈이다. OUTFILES  
는 계산된 오염물질의 농도와 각 동태 과정의 속도 상수 등 필요한  
변수들을 결과 파일로 저장하는 모듈이다. 여기서 물질수지균형을  
매 계산시간마다 점검하여 결과 파일에 쓰고, 매해 마지막 시간의  
시물레이션 후 실행창에 물질수지균형 결과를 출력한다.

### 2.1.2 연산

모형은 Linux server에서 포트란90 언어로 프로그래밍 되  
었고 PGI 컴파일러를 사용하는데, 많은 변수와 계산 용량 때문에  
메모리 확장 옵션이 필수적이다. 모형에서 선언한 변수들은 넓은  
grid 사이즈와 장기간 모의에 발생하는 오차를 줄이기 위해 double  
precision으로 선언하여 처리 가능한 자릿수를 확장하였다. 모형은  
메인 프로그램 안에 16개의 모듈과 90개의 서브루틴으로 이루어졌  
다. 그 중에서 8개는 동아시아 지역을 대상으로 계산되는 모듈이고  
나머지 8개는 nesting 된 우리나라의 동태 계산에 사용된다. 각 모  
듈안에는 매 시간마다 변하는 기상 조건을 반영하여 계산하기 위해  
변수 이름이 반영된 서브루틴들로 구성되어 있다(Fig. A-1).

VARIABLES 모듈에서 필요한 옵션을 설정한다. 설정된 옵션  
에 따라 INPUTFILES 모듈에서는 입력 자료(기상자료, 수체 흐름  
자료, runoff자료, 지형 및 식생자료, 물성 및 반응속도 자료,  
TSP, 배출량)를 읽는다. 입력자료로부터 얻은 변수들은 모형에서  
계산되는 단위와 일치하도록 단위 변환한다. PARAMETER\_IT 모  
듈에서는 매 계산시간에 사용할 변수들을 환경 조건에 맞게 계산한

다. 그리고 변수들의 크기에 따라서는 기본 3시간 계산시간보다 더 짧은 시간마다 계산해주어야 하므로 이를 찾아낸다. 배출이 있는 대기에서 먼저 TRANSPORT, DEPOSITION, REACTION 모듈을 이용하여 동태를 계산한다. 그리고 나머지 매질에서 동태는 SUBROUTINES 모듈에서 한꺼번에 계산한다. 대기에서 각 프로세스는 매 계산시간마다 다른 순서로 오염물질 동태를 계산한다. 계산된 결과는 OUTFILES 에서 물질수지가 얼마인지 검증된다. 그리고 설정된 옵션에 따라 필요한 자료들을 결과 자료로 저장한다.

이때 VARIABLES 모듈에서 nesting 옵션이 설정 되었다면 매 계산 때마다 nesting 모듈들이 동아시아 지역에서 계산 과정과 같은 순서로 계산된다(Fig. 2-1). 여기서 동아시아 지역에서의 계산과 다른 점은 배경농도이다. NS\_INPUTFILES 에서는 초기 농도를 0으로 설정하는 부분이 없는데 그러한 이유는 동아시아 지역에서 계산된 우리나라의 오염도가 nesting 된 우리나라의 초기 농도로 들어가기 때문이다. 그리고 중요 계산 결과인 농도, 플럭스, 각 환경 동태의 속도 상수 등은 지정된 결과 파일에 기록된다.

f

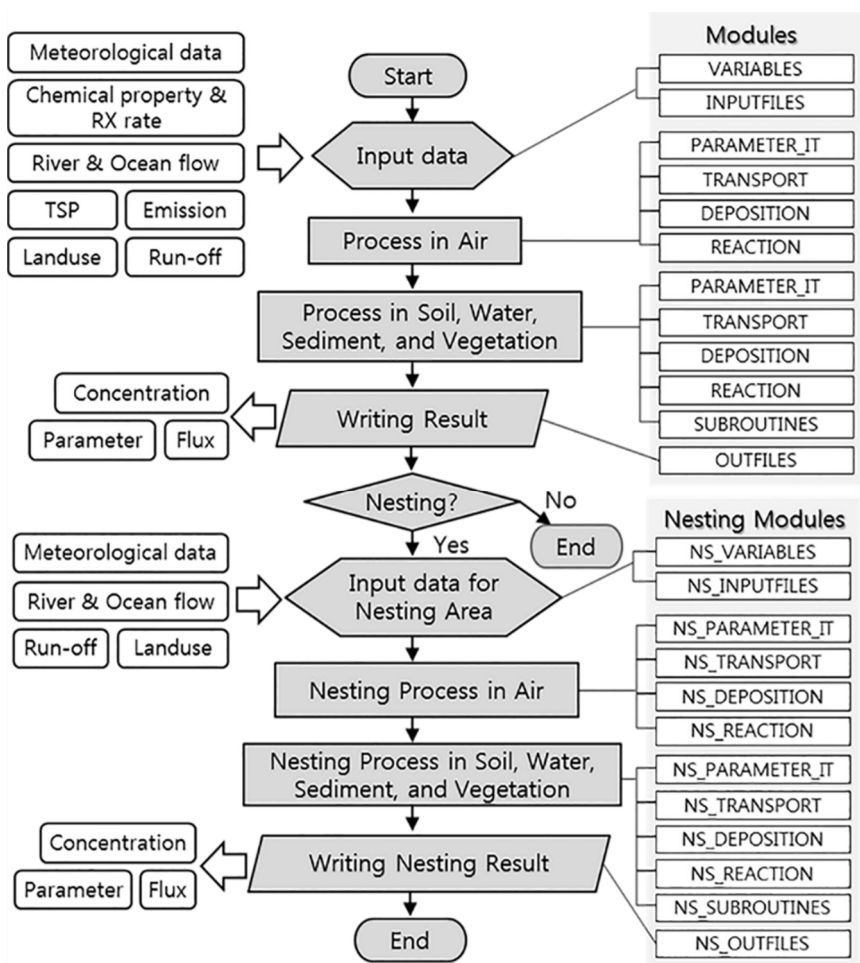
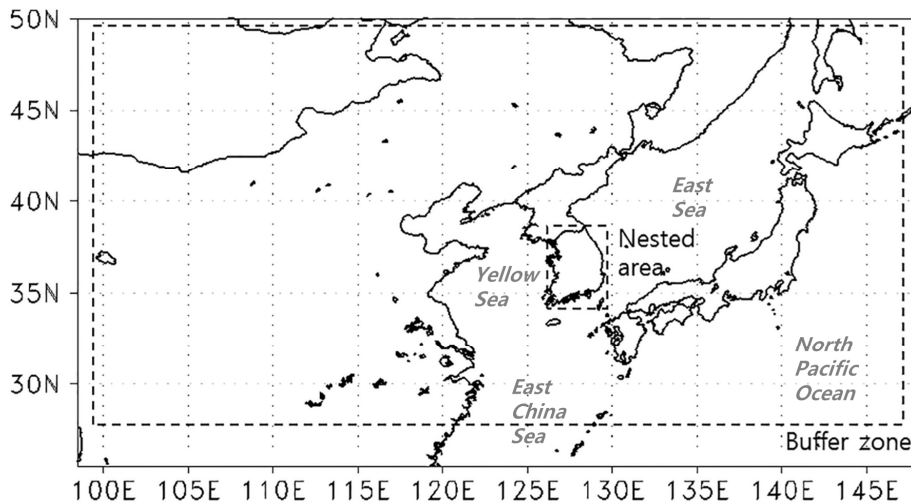


Fig. 2-1. Computation sequence of POPsLTEA

### 2.1.3 시·공간적 범위와 해상도

**공간적 범위와 해상도** 본 연구의 대상 공간에는 PAHs 배출량이 많은 것으로 알려진(Sehili and Mammel, 2007; Chang et al., 2006) 동아시아 지역의 한국, 중국 동부지역, 일본이 포함되어 있다. 구체적으로 북위 25~50도, 동경 98~148도 지역이며(Fig. 2-2) 수평 해상도는 50km X 50km로서 격자당 2,500km<sup>2</sup> 면적을 가진 5,000 개(가로 100개, 세로 50개) 격자를 가진다. 단, 한국에 대해서는 좀 더 정밀한 결과를 얻기 위해 기존에 다매체모형에서는 많이 다루지 않았던 nesting 방법(2.1.5 참조)을 남한 지역(북위 33~38도, 동경 126~130도)에 적용하였는데 이 지역은 12.5km X 12.5km 수평해상도를 가진 1,008개(가로 28개, 세로 36개)의 격자를 두었다.

경계 조건의 영향을 크게 받는 영역(Buffer zone, 2.1.8 참조)을 설정하여 오염도 및 이후 제시되는 모든 분석 대상 지역에서 제외하였다. POPsLTEA의 buffer zone은 Fig. 2-1에서 점선으로 표시된 지역부터 경계지역까지를 의미하며 해당 영역을 제외한 분석 대상 지역은 북위 27~49.5도, 동경 99.5~147도에 분포하고 있다.



**Fig. 2-2.** The model domain of POPsLTEA including the nested area and the buffer zone.

**시간적 범위와 해상도** POPsLTEA는 1956~2100년 동안의 145년 기간을 연속적으로 시뮬레이션하였으며 계산을 위한 기본(default) time step은 3시간이지만 대기의 경우에는 계산의 안정도를 위해 필요하다면 최대 30초까지 time step을 줄여서 계산할 수 있도록 시간해상도를 설정하였다. 수체의 flow와 runoff는 계산의 안정도를 확보하기 위해 10분을 time step으로 사용하는 별도의 subroutine에서 계산되도록 하였다.

## 2.1.4 격자의 구조

전체 영역 모형에서 토양, 물, 퇴적층은 1개의 층으로 구성되어 있지만 대기의 경우 지면으로부터의 높이에 따라 온도와 풍향 및 풍속이 달라지므로 4개의 층을 가지도록 하였다(Fig. 2-3). 4개 층의 높이는 지면으로부터 각각 100m, 400m, 1100m, 2100m 이며 배출은 100m 이하에서 모두 일어나는 것으로 간주 하였다.

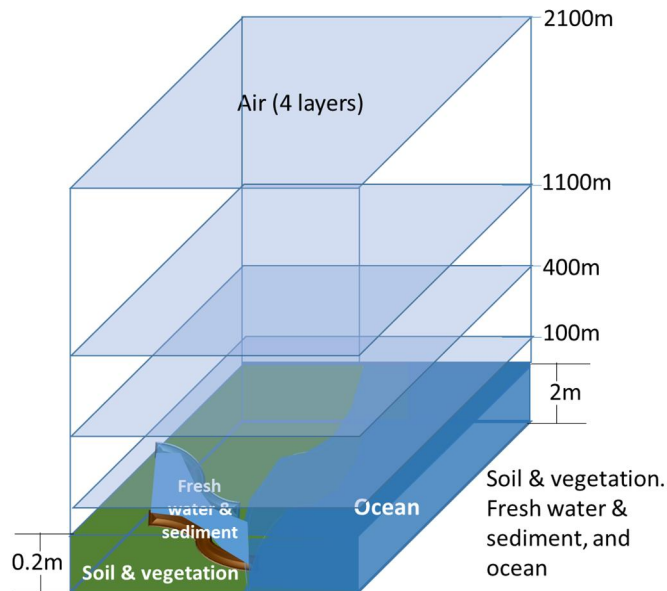


Fig. 2-3. Multimedia structure in a grid

대기에서는 이류에 의해 장거리 이동이 일어나는데 그 고도를 결정하기 위해서는 대상 물질, 대상 지역 규모와 모형의 개발 목적 등을 고려해야 한다. 예를 들어 중국에서 배출된 오염물질이 극지방으로 가는 장거리 이동을 분석하기 위해서는 troposphere를 고려(Lang et al., 2008; Franklin James, 2006)해야 한다. 또한 아시아지역에서 북미, 북미에서 유럽으로의



장거리 수송은 free troposphere에서 일어나는 현상들이 중요하지만 유럽과 아시아 지역간에 진행되는 오염물질의 장거리 수송은 행성경계층(boundary layer, 약1km)에서 발생하는 동태와 산악파의 영향이 중요하다(EMEP, 2002). 그리고 POPs의 장거리 이동을 보기 위해 Beyer et al.(2000)은 1000m 고도에서 오염물질에 따라 다른 characteristic travel distance(CTD)를 계산하였다. PAHs의 극지방으로 이동하는 장거리 수송에 대한 계절별 연구에서는 3000m 이하 연직 이동을 시간에 따라 보여주었는데 7일이내의 이동은 2000m 고도 이하에서 모두 일어났다(Wang et al., 2010). Lang et al.(2008)의 결과에 따르면 중국 동부에서 배출된 오염물질은 태평양까지 이동하는데 5.5일이 소요되는 것으로 제시하였다. 이러한 결과들을 종합해 볼 때 동아시아 지역을 대상으로 하는 POPsLTEA는 국가간 배출이 기후변화로 인해 주변 국가에 미치는 영향의 변화를 보는 것이며 동아시아 지역에서의 PAHs의 이동 시간은 7일 미만이므로 본 연구에서 총 대기 높이를 2100m 이하(100m, 400m, 1100m, 2100m 4개의 층)로 설정한 것은 장거리 이동을 살펴보는 데 적합하다.

또한 PAHs의 장거리 이동을 평가하기 위해서는 4층의 풍향 및 풍속이 특히 중요하게 고려되었다. 대기의 고도에 따른 구분은 기존에 개발된 지역 모형(LPMOD, ASIMD)에서 적용된 방법(EMEP/MSCE, 1996)으로서 1000hpa와 850hPa 등압면에 대한 풍속자료를 입력자료로 사용하는 경우에 활용할 수 있다. 적용한

방법은 대기 2층과 4층에서는 1000hPa과 850hPa 등압면의 풍속 자료를 그대로 사용하고 대기 1층과 3층에서는 1000hPa과 850hPa 등압면의 바람 자료를 보삽법으로 보정된 값을 사용한다. 즉 0.8이라는 보정비율을 1000hPa과 850hPa의 풍속값에 곱하여 1층과 3층의 풍속값으로 사용한다.

**Nesting 적용지역** 남한 지역( $33\sim 38^{\circ}\text{N}$ ,  $126\sim 130^{\circ}\text{E}$ )에 대하여 공간적으로 좀 더 세부적인 결과를 얻기 위해 nesting 을 적용하였다. Nesting은 하나의 모형에 다른 모형을 포함한 구성을 의미하며 대기 모형에서는 널리 사용되고 있다(Grell et al., 1994; Skamarock et al., 2005). 모형 시뮬레이션 관점에서는 낮은 해상도를 가지는 mother domain 에서 필요한 계산을 하여 얻은 결과를 고해상도를 가지는 inside domain의 배경값으로 사용한다는 것을 의미한다(Jacobson, 2005). Nesting을 적용한 지역에 대해서는 경계 조건으로 인해 발생하는 불확실성을 줄이는 장점이 있다.

POPsLTEA nesting 영역( $33\sim 38^{\circ}\text{N}$ ,  $126\sim 130^{\circ}\text{E}$ )의 해상도는  $12.5\text{km} \times 12.5\text{km}$ 로서 하나의 동아시아 지역 격자에 16개의 nesting 된 지역의 격자가 포함된다. 남한 지역에 적용된 nesting 격자는 가로 28개, 세로 36개로 총 1008개다. 남한 지역이 아니더라도 설정을 바꾸어주면 다른 지역에 대해서도 쉽게 nesting 을 적용할 수 있게 프로그래밍하였다. POPsLTEA는 mother domain에서 계산된 오염도가 nesting 된 지역의 오염도 계산에 영향을 주고 반대 방향으로서는 영향을 주지 않는 one-way nesting 방법을 적용하였다.

### 2.1.5 다매체 환경 동태

POPsLTEA에서는 환경 중의 화학 물질의 흐름에 중요한 매체로서 연직 4개층의 대기, 담수, 저토, 바다, 4종(bare, urban, grass, forest)의 토양, 2종(grass & crop, forest)의 식생을 다룬다. 각 매체 내에서 진행되는 과정과 매체 간에 주고 받는 주요 과정들이 포함되어 있으며 이를 Fig. 2-4에 나타냈다.

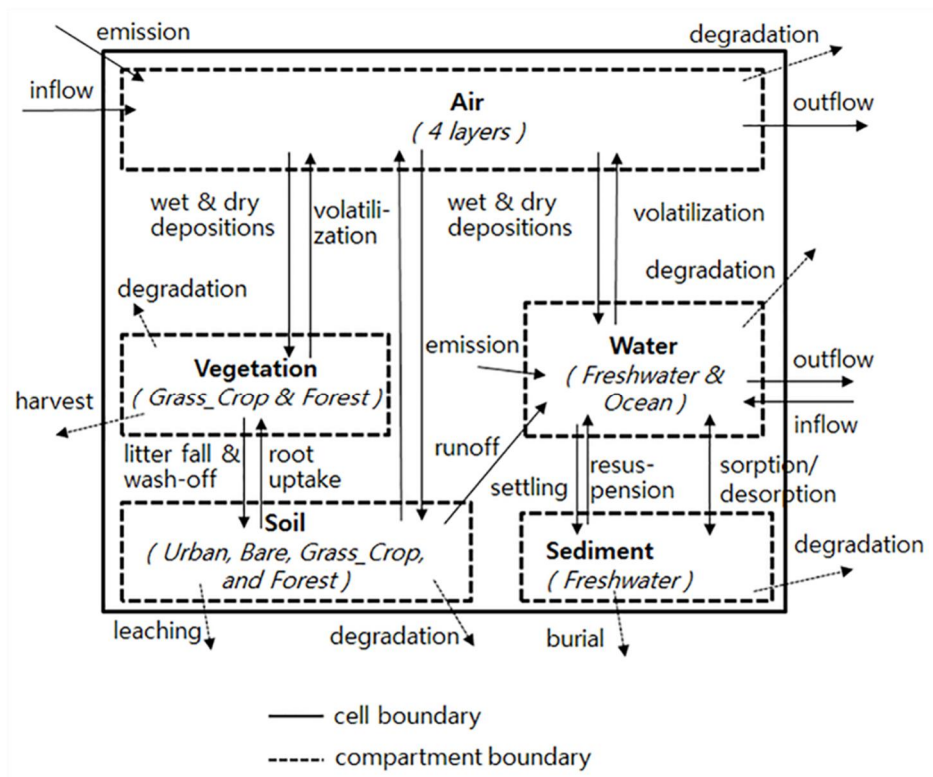


Fig. 2-4. Conceptual cell structure and environmental processes of POPsLTEA

모형에서 주어진 격자 중 오염 물질은 각 매체 내에서 homogeneous mixing을 가정하였다. 여기서 사용된 주요 동태 과정은 매체 내에서 일어나는 과정과 매체들 간에 일어나는 과정으로 나눌 수 있다(Table 2-1). 다시 말하면 매체 내에서 일어나는 과정은 다른 격자의 동일 매체로 이동함을 의미하며 매체들 간에 일어나는 과정은 동일 격자 내에서 다른 매체로 이동하는 것을 의미한다.

**Table 2–1.** Major intra– and inter–media processes used in POPsLTEA

<b><i>Intra-media</i></b>		<b>Processes</b>	<b>References</b>
Air		Horizontal advection	Jacobson, 2005
		Vertical & horizontal dispersion	Seinfeld and Pandis, 2003; Stkes and Henn, 1989
		Degradation	Beyer et al., 2003
Water		Transport by water flow	Mackay 2001
		Degradation	Mackay 2001
Sediment		Burial	Mackay 2001
		Degradation	Mackay 2001
Soil		Leaching	Mackay 2001
		Degradation	Mackay 2001
Vegetation		Degradation	Mackay 2001; USEPA, 2002
<b><i>Inter-media</i></b>			
Air	Water	Wet & dry depositions	Schwarzebach et al., 2005; Shatalov et al., 2004; Gusev et al., 2005
		Volatilization	Paterson et al. 1994
Air	Soil	Wet & dry depositions	Schwarzebach et al., 2005; Shatalov et al., 2004; Gusev et al., 2005
		Volatilization	Paterson et al. 1994
Air	Vegetation	Wet & dry depositions	Schwarzebach et al., 2005; Shatalov et al., 2004; Gusev et al., 2005
		Volatilization	Paterson et al. 1994
Water	Sediment	Settling	Mackay 2001
		Resuspension	Mackay 2001
Soil	Vegetation	Litter fall	Berg and Laskowski, 2005
		Uptake	USEPA, 2002
		Wash off	McCune and Lauver, 1985
Soil	Water	Runoff	Nix, 1994; Williams 1975

### 2.1.5.1 매체 내 환경 동태

#### (1) 대기

대기 중으로 배출된 PAHs는 바람의 속도와 방향에 따라 인접 공간의 대기로 이류(advection)와 확산(dispersion)에 의해 이동하며 건식(dry) 및 습식(wet) 침적(deposition)을 통해 토양, 식생, 물 등 다른 매체의 표면으로 이동하게 된다. 따라서 이러한 이동과정은 온도의 변화뿐만 아니라 바람의 속도와 방향, 강우의 속도와 지속기간, 대기 중의 입자 농도와 크기 분포, 식생 종류와 분포의 시공간적 변화 등의 함수가 된다. 대기 중의 오염 물질은 입자상과 기체상으로 존재하기 때문에 대기 중의 모든 이동과 반응 과정에서 이들 두 상을 각각 구분하여 다루었다.

대기에서 고려한 물질수지식은 다음과 같다.

$$\frac{dM_A}{dt} = \frac{d(V_A \cdot C_A)}{dt} = E_A + Adv_A + Disp_A + \sum V O_{W_i, S_i, V_i} + Diff_{AV} - \sum_i WD_{A,i}^{(P)} - \sum_i DD_{A,i}^{(P)} - \sum_i WD_{A,i}^{(G)} - R x_A$$

$M_A$ : mass of pollutant in air

$V_A$ : volume of air

$C_A$ : concentration in air

$E_A$ : emission of pollutant in air

$ADV_A$ : advective flux of pollutant in air

$Disp_A$ : pollutant flux by dispersion in air

$VO_{W,S,V}$ : pollutant flux by volatilization from other

compartments to air

Diff<sub>AV</sub>: diffusive exchange of pollutant between air and vegetation

WD<sub>A</sub>: wet deposition flux of pollutant from air

DD<sub>A</sub>: dry deposition flux of pollutant from air

Rx<sub>A</sub>: rate of photochemical degradation of pollutant in air

**이류와 확산** 넓은 공간적 영역을 포함하는 본 다매체 모형에서는 오염물질의 장거리 이동이 중요하다. 이에 대기에서 중요한 프로세스는 이류와 확산이다. 오염물질의 직접 배출이 있는 대기 1층과는 달리 2,3,4층에서는 주변 지역으로부터 이류와 확산에 의한 오염물질 유출·입이 특히 중요하다. 장거리 수송에 대한 논의가 최종목적인 본 연구에서는 기후변화로 인한 기상 조건의 변화는 오염물질이 상층으로 유입되는 속도 변화를 야기 할 수 있다. 시간 변화에 따른 이류와 확산을 고려한 오염물질의 농도변화는 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$\begin{aligned} \frac{\Delta C}{\Delta t} = & \frac{uwind_{(i+1,j)} \cdot C_{A(i+1,j)} - uwind_{(i,j)} \cdot C_{A(i,j)}}{\Delta x} \\ & + \frac{vwind_{(i,j+1)} \cdot C_{A(i,j+1)} - vwind_{(i,j)} \cdot C_{A(i,j)}}{\Delta y} \\ & - K_{xx} \frac{C_{A(i-1,j)} - 2C_{A(i,j)} + C_{A(i+1,j)}}{\Delta x^2} - K_{yy} \frac{C_{A(i,j-1)} - 2C_{A(i,j)} + C_{A(i,j+1)}}{\Delta y^2} \end{aligned}$$

$\Delta x$  and  $\Delta y$ : grid distance in x and y directions, respectively  
[m]

uwind: wind velocity in x direction [m/s]

vwind: wind velocity in y direction [m/s]

Kxx: dispersion coefficient of pollutant in x direction [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]

Kyy: dispersion coefficient of pollutant in y direction [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]

Seinfeld and Pendis(2003)는  $K_{xx} \approx K_{yy}$  로 가정하였고 확산 계수는 수평과 연직 방향 모두 존재하는데 연직의 확산 계수는 안정도에 따라 적용한 수식이 다르다. 모형에서 사용한 확산계수( $K_{xx}$ ,  $K_{yy}$ ,  $K_{zz}$ )는 Monin-Obukhov의 상사이론(Monin and Obukhov, 1954)에 근거하여 다음과 같다.

$$K_{xx} = 0.1z_i^{3/4}(-kL)^{-1/3}u_*$$
$$K_{zz} = \frac{ku_*z}{\phi\left(\frac{z}{L}\right)} \exp\left(\frac{-8zf}{u_*}\right)$$

$K_{xx}$ ,  $K_{yy}$ : dispersion coefficient of pollutant in horizontal direction [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]

$K_{zz}$ : dispersion coefficient of pollutant in vertical direction [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]

$z_i$  : mixing height [m]

$k$ : von karman constant (=0.4)

$z$ : height [m]

$L$ : Monin-Obukhov length [m]

$u_*$  : friction velocity [m/s]

$f$ : coriolis parameter

$\phi\left(\frac{z}{L}\right)$  : Turbulent energy against gravity with height.



$$\frac{z}{L} > 0 : stable : 1 + 4.7 \frac{z}{L}$$

$$\frac{z}{L} = 0 : neutral : 1$$

$$\frac{z}{L} < 0 : unstable : \left(1 - 15 \frac{z}{L}\right) - \frac{1}{2}$$

특히 연직 층으로 이동하는 오염물질의 확산계수( $K_{zz}$ )는 대기의 안정도 조건과 mixed layer 조건에 따라 7가지 다른 수식을 적용하였다(Seinfeld and Pandis, 2003). 이 수식에 들어가는 변수 중에 Friction velocity, Coriolis force, Monin Obukhov length 는 강수, 온도, 단파복사, sensible heat, roughness height, 바람의 함수로 기후변화에 따라 변하게 된다.

**대기 침적** 대기에서 배출된 오염물질이 다른 매체로 이동하는 중요한 과정인 침적에서는 가스상과 입자상을 따로 고려하였다. 이때 건식 입자상 침적속도는 바닥의 유형(urban, bare, grass, forest, ocean, fresh water)에 따라 속도 상수(Shatalov et al., 2004) 값을 쓰거나 대기과 바닥 유형에 따른 저항값을 구하는 계산으로 산출된 속도값(Schwarzebach et al., 2005; Shatalov et al., 2004; Gusev et al., 2005; Tsyro and Erdman, 2000)을 쓸 수 있게 구성 하였다. 가스상 습식 침적에서는 온도와 헨리 상수 등으로 이루어진 함수(Gusev et al., 2005)와 대기과 수체의 물질전달계수를 사용하는 함수(Thibodeaux and Mackay, 2011) 둘 다 적용하였다. 입자상 습식 침적의 경우는 Gusev et al.(2005)에서 제시한 상수값과 Thibodeaux and

Mackay(2011)에서 제시한 강우 속도와 입자 크기를 사용한 수식들 다 반영하였다. 그리고 층별로 입자상 습식 침적 속도가 달라지는데 층마다 달라지는 fraction을 속도에 적용(Wania et al., 1999)하였다.

**분해 반응** 대기 중의 가스상 오염 물질에 대해 광화학 반응에 의한 분해반응을 고려하였는데, 이것은 대기 중의 오염 물질농도를 줄이는 중요한 과정이다. 대기의 hydroxyl radical 농도와 온도의 함수로서 모형에 반영되었다(Beyer et al., 2003).

$$\frac{dc}{dt} = -(k_{OH} \cdot C_{OH})C_A^{(G)}$$

$$C_{OH} = (0.5 + 0.4 * (T - 273.15)) * 10^5$$

$$k_{OH}(T) = k_0 \exp \frac{E_a}{R} \left( \frac{1}{T_0} - \frac{1}{T} \right)$$

$k_{OH}$ : reaction rate constant of pollutant with hydroxyl radical

$C_{OH}$ : concentration of hydroxyl radical in air [mol/m<sup>3</sup>]

T: temperature in air [K]

$E_a$ : activation energy [J/mol]

R: ideal gas constant [8.312 J/mol]

OH radical의 농도는 연직 분포에 따라 달라지는데 겨울보다는 여름에, 고위도 보다는 저위도에서 고도에 따른 차이가 크다(Spivakovsky et al., 2000). POPsLTEA에서 고려하는 대기의 고도에서 OH radical의 농도 변화를 다룬 연구는 없어서 본 연구에서는 반영하지 못하였다.

## (2) 수체

본 모형에서 다루는 수체는 흐르는 물로서 강과 하천을 포함하는 지표수(fresh water)와 대륙을 둘러싼 해양(ocean)으로 나누었다. 수체에서 오염 물질은 용존상(dissolved phase)과 입자상(suspended solid)으로 나뉘어 존재 하는데 모든 과정은 용존상과 입자상을 따로 고려한다.

**지표수** 지표수에서 고려하는 오염물질의 동태는 다음과 같다.

$$\begin{aligned} \frac{dM_W}{dt} = \frac{d(V_W \cdot C_W)}{dt} = & E_W + Adv_W + WD_{A,W} + DD_{A,W} \\ & + \sum_i WRO_{i,W} + \sum_i SRO_{i,W} + Resus_{X,W} \\ & - VO_{W,A} - Rx_W - Settling_{W,X} - Diff_{W,X} \end{aligned}$$

$M_W$ : mass of pollutant in water

$V_W$ : volume of water

$C_W$ : concentration of pollutant in water

$E_w$ : emission of pollutant in water

$Adv_w$ : advective flux of pollutant in water

$WD$  and  $DD$ : wet and dry deposition flux of pollutant from air to water

$WRO$ : flux of pollutant in dissolved phase by runoff from soil

$SRO$ : flux of pollutant on eroded soil particles by runoff from soil

$Resus$ : flux of pollutant by resuspension from sediment to water

$Settling$ : flux of pollutant by settling from water to sediment

VO: pollutant flux by volatilization from water to air

Rx: rate of degradation of pollutants in water

Diff: flux of diffusion pollutants by difference of sediment and water concentration

수체로 배출된 오염 물질은 물의 흐름에 의해 이류(advection)로 매체 내에서 이동한다. 대기로부터 오염물질이 건식(dry) 및 습식(wet) 침적(deposition)으로 유입되는 과정을 고려하였다. 또한 토양으로부터 입자상 지표유출(solid runoff)과 용존상 지표유출(water runoff)에 의해 오염 물질이 유입된다. 또한 지표수와 직접 오염물질의 교환이 있는 저토의 오염 물질이 재부유(resuspension) 방법으로 수체로 다시 유입된다.

수체에 존재하는 용존상 오염 물질은 대기 중으로 휘발(volatilization)되거나 다른 매체와의 확산 과정을 통해 이동한다. 입자상 오염 물질은 일정한 속도로 저토쪽으로 settling된다. 분해 반응은 미생물에 의한 생물학적 분해반응을 고려하였는데 이것은 온도의 함수로 표현되었다.

지표수의 경우, 유입 및 유출 등을 고려할 때 오염 물질을 포함하는 매체인 물의 부피 변화를 고려해야 하지만 해상도가 매우 크고 지역마다 유량의 증가 폭에 대한 정보가 부족하여 반영하지 못하였다.

**해양** 오염물질이 심층까지 얼마나 어떻게 유입되는가에 대한 연구는 알려진바 없다. 모형에 적용 가능한 이론이 부족한 이유로 대기와의 직접 교환 및 지표수 유입이 중요하며 수온 약층에 의해 혼합

이 활발한 표층(2m)에 대해서만 모형에서 고려한다. 그러므로 해양 저토와의 오염물질 교환은 고려하지 않고 있다.

해양에서 고려한 오염물질 수지식은 다음과 같다.

$$\frac{dM_W}{dt} = \frac{d(V_W \cdot C_W)}{dt} = Adv_W + WD_{A,W} + DD_{A,W} + \sum_i WRO_{i,W} + \sum_i SRO_{i,W} - VO_{W,A} - Rx_W - Settling_{W,X}$$

$M_W$ : mass of pollutant in water

$V_W$ : volume of water

$C_W$ : concentration of pollutant in water

$Adv_w$ : advective flux of pollutant in water

$WD$  and  $DD$ : wet and dry deposition flux of pollutant from air to water

$WRO$ : flux of pollutant in dissolved phase by runoff from soil

$SRO$ : flux of pollutant on eroded soil particles by runoff from soil

$Settling$ : flux of pollutant by settling from water to sediment

$VO$ : pollutant flux by volatilization from water to air

$Rx$ : rate of degradation of pollutants in water

해양의 경우, 해류는 크게 표층수의 움직임과 심층수의 움직임으로 나누어지는데 깊이에 따라 해류가 바람의 영향을 받는지, 염도나 온도 변화의 영향을 받는지 구별된다. 본 모형에서 고려하는 깊이는 2m로서 표층수에 해당한다. 따라서 해류의 자료는 평균 표층 해류(입력자료) 또는 바람에 의한 해류(함수식)로 선택할 수 있

다.

해양표층에서는 반감기를 이용한 제거 반응(Mackay et al., 1992)을 고려하였다. 저토는 고려하지 않았으나 표층 아래로 이동하는 입자상 오염 물질의 settling만 포함되었다. Settling 속도는 상수값(Mackay et al., 1992) 또는 계산값( $V_{sed}$ , Gusev et al., 2005)을 선택 할 수 있다.

$$v_{sed} = \frac{g(\rho_p - \rho_w)d_p^2}{12\mu}$$

$v_{sed}$ : sedimentation rate constant which is estimated by the Stokes formula

$g$ : gravitational acceleration [ $m/s^2$ ]

$\rho_p, \rho_w$ : mean density of particles and water density [ $kg/m^3$ ]

$d_p$ : diameter of ocean particles [m]

$\mu$ : dynamic viscosity of ocean [ $kg/m/s$ ]

### (3) 저토

바닥퇴적층은 물과 교환을 통하여 오염도가 결정된다. 기후 변화로 인하여 강물의 유속 및 수심, 제반 물리적 환경 조건이 달라짐에 따라 바닥퇴적층의 물리화학적 특성도 변하게 되며 오염물질의 교환 속도에도 영향을 미친다.

모형에서 고려하는 저토에서 물질수지식은 다음과 같다.

$$\frac{dM_X}{dt} = \frac{d(V_X \cdot C_X)}{dt} = Setting_{W,X} - Resus_{X,W} - Rx_X - Burial_X + Diff_{X,W}$$

$M_X$ : mass of pollutant in sediment

$V_x$ : volume of sediment

$C_x$ : concentration of pollutant in sediment

Settling: flux of pollutant by settling from water to sediment

Resus: flux of pollutant by resuspension from sediment to water

$R_x$ : rate of degradation of pollutant in sediment

Burial: burial rate of pollutant

Diff: diffusive exchange flux between water and sediment

중요한 오염물질의 교환과정은 주로 물속의 부유고형물질의 침강과 퇴적층입자의 재부유를 통해서 설명된다. 또한 우리나라의 강우특성으로 인하여 강의 대부분의 구간에서 바닥퇴적층은 여름의 우기에 하류로 이동하게 된다. 이러한 이동은 퇴적층 내의 이동을 수반하므로 모형에서는 이류와 비슷한 방법으로 설명한다. 한편 바닥퇴적층에서 일어나는 반응으로서 혐기성 상태의 생물학적 분해 반응이 포함된다.

저토에서 사용된 함수에서는 기후변화에 따른 영향이 다른 매체와 비교해 볼 때 가장 적게 반영되었다. 왜냐하면, 현재 반영할 수 있는 참고 문헌이 없어 대부분 기존 문헌(Mackay, 2001; USEPA, 2002; Gusev et al., 2005 등)에서 제시한 속도상수를 사용하였기 때문이다. 추후에 온도 등의 기상 또는 환경 조건을 사용한 함수에 대한 연구가 있다면 반영할 수 있도록 틀은 갖추었다.

#### (4) 토양

토양은 기상인자와 환경 인자에 의한 영향을 직접적으로 받아서 토지 이용도 및 식생의 분포가 변하게 되고 이러한 변화는 화학 물질의 토양 유입에 큰 영향을 줄 수 있다.

모형에서 반영된 토양에서의 물질수지식은 다음과 같다.

$$\frac{dM_s}{dt} = \frac{d(V_s \cdot C_s)}{dt} = DD_A + WD_A - VO_A^{(G)} + LT_{V,S} - Uptake_{V,S} + WO_{V,S} - WRO_{S,W} - SRO_{S,W} - LC_S + Rx_S$$

$M_s$ : mass of pollutant in soil

$V_s$ : volume of soil

$C_s$ : concentration of pollutant in soil

$LT$ : pollutant flux by litter fall from vegetation to soil

$Uptake$ : pollutant transfer rate by root uptake

$WO$ : pollutant transfer rate from vegetation to soil by rain wash off

$WRO$ : flux of pollutant in dissolved phase by runoff from soil

$SRO$ : flux of pollutant on eroded soil particles by runoff from soil

$LC$ : leaching flux of pollutant from surface soil

$Rx$ : rate of degradation of pollutants in soil

토양으로 오염 물질을 유입시키는 주요 과정은 대기로부터의 건식(dry) 및 습식(wet) 침적(deposition)이며, 식물의 앞에는



대기 중의 오염 물질이 흡수되기 때문에 가을부터 시작되는 낙엽 현상(litter fall)도 토양으로 유입시키는 과정이다. 토양 중 오염 물질의 손실은 주로 runoff와 미생물 분해에 의해 일어난다. 또한 강우가 있을 때 발생하는 과정으로 surface runoff와 leaching은 강우강도와 지속시간에 따라 다르게 일어나고 식생의 종류에 따라서도 변한다.

**지표유출(Runoff)** 토양에서 오염 물질을 유출시키는 가장 중요한 과정으로서, 기후변화에 의한 강우 사상의 강도와 기간에 따라 영향을 민감하게 받는 runoff 는 용존상 오염 물질 지표유출(water runoff)과 침식된 토양 입자상 오염 물질 지표유출(solid runoff)로 구분하여 계산하였다.

여기서 용존상 오염 물질 지표유출(water runoff)을 계산하기 위해 coefficient method(Nix, 1994)를 사용한 이유는 고려하는 토양의 층이 깊지 않고 대부분 surface만을 고려하기 때문이다. Water runoff rate( $U_{wro}$ )를 구하는 식은 다음과 같다.

$$U_{wro} = C(P - f)$$

$$C = C_p(1 - F) + C_l \times F$$

$$f = f_0 + N_D \cdot k_e$$

C: composite runoff coefficient

P: precipitation

f: depression storage

$C_p$ : water runoff coefficient for pervious surface

$C_i$ : water runoff coefficient for impervious surface

$F$ : fraction of impervious surfaces

$f_0$ : depression storage after previous rainfall

$N_D$ : elapsed time from the previous rain event

$k_e$ : recovery rate of depression storage

수체가 없는 grid의 경우, 중국과 만주 일대에 이르는 건조 또는 반건조 지역이 포함되어 있다. 여기서는 depression storage를 infiltration 관점에서 보면 강수량이 매우 적고 강수 직후 infiltration 되는 시간이 최대 30분에 이르므로 surface runoff의 발생이 가능하지 않는 것으로 본다(Rossi and Ares, 2012; Gheith and Sultan, 2002; Bartley et al., 2006). 이러한 이유로 건조 또는 반건조 지역은 확대되는 경향성을 가지고 관측보다도 훨씬 광범위한 지역에서 surface runoff는 발생하지 않는 것으로 본다. 이 부분의 정확한 계산은 soil moisture를 수식에 의한 계산을 함으로써 해결된다.

강우 사상에 의해 빗물에 의해 토양에 존재하는 용존상 오염물질이 지표유출되고 입자상 오염물질은 범용토양유실공식(USLE, Novotny et al., 1985)에 의해 토양 유실량을 추정하여 오염물질의 양을 계산하게 된다. Solid runoff rate( $U_{sro}$ )는 토양 유실량과 토양의 밀도로 계산 가능하다.

$$U_{sro} = \frac{SL}{\rho_p}$$
$$SL = 0.09 \cdot R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot F$$

SL: soil loss [kg of soil/m<sup>2</sup>/h]

$\rho_p$ : soil density [kg of soil/m<sup>3</sup> of soil]

R: rain fall energy factor

K: soil erodability factor

LS: slope-length factor

C: cropping management (vegetation cover) factor

P: erosion control factor

토양 입자상 오염 물질은 강수의 지속 시간이나 강수량, 토양의 피복 상태, 경사도 및 토질, 습윤 상태 등의 환경인자 및 기상인자를 반영한 함수(Romkens et al., 1962; Fu et al., 2005; Yuegui, 2004; Zhang et al., 2003 등)로 계산된다. 여기서 기후변화에 따라 변하는 인자는 강우인자(R)로서 강우 사상에 대한 총 운동에너지와 30분 최대 강우 값에 따라 달라지는데 강우량이 클수록 강우 강도가 커지면 강우인자 또한 증가한다. 그밖에 토양침식인자(K)와 지형인자(LS), 피복관리인자(C), 침식조절인자(P)는 지역에 따라 토양의 유형에 따라 다른 값을 가진다(Romkens et al., 1962; Fu et al., 2005; Yuegui, 2004; Zhang et al., 2003 등).

이와 같이 복잡한 계산으로 인해 전체 기간에 대해 강우 사상마다 용존상과 입자상 runoff 속도를 따로 계산해두고 시뮬레이션 할 때 입력자료로 사용한다.

## (5) 식생

식생은 대기 및 토양과 직접 오염 물질을 교환하는데 crop과 grass를 하나의 유형으로 하고 나무를 또 다른 유형으로 구분하였다. crop과 grass는 봄에 개화를 하고 여름에 생육 발달이 왕성하게 진행되며 가을이 되면 수확 또는 제거되는 기작을 비슷하게 적용 할 수 있기 때문에 하나의 유형으로 가정 할 수 있다. 그에 반해 나무의 경우, 침엽수림과 활엽수림으로 식생을 구분하고 이것의 비율을 지역별 분포를 다르게 반영하였다. 그래서 한 종류의 식생이지만 두 가지 종류의 수목 특징이 지역마다 다르게 반영되었다.

이렇게 두 가지로 구분한 식생의 매체는 표면과 내부로 나누어 고려하였다. 식생 표면(VS)의 경우 농도로 환산하지 않고 오염 물질의 양을 그대로 계산하였다. 식생 내부(V)의 경우 식생의 성장에 따라 부피가 변하므로 내부의 오염도는 농도로 환산하여 계산하였다.

식생에서 고려한 물질수지식은 다음과 같다.

$$\frac{dM_{VS}}{dt} = WD_{A,VS} + DD_{A,VS} - LT_{VS,FS} - WO_{VS,FS}$$

$$\frac{dM_V}{dt} = \frac{d(V_V \cdot C_V)}{dt} = Diff_{A,V} + Uptake_{S,V} - VO_{V,A} - LT_{S,V} - Rx_V$$

$M_{VS}$ : mass of pollutant on surface (outside) of vegetation

$M_V$ : mass of pollutant in vegetation

$V_V$ : volume of inner vegetation

$C_V$ : concentration of pollutant in vegetation

WD and DD: wet and dry deposition flux of pollutant from air to water

WO: pollutant transfer rate from vegetation to soil by rain wash off

Diff: flux of diffusion pollutants by difference of air and vegetation gas phase concentration

LT: pollutant flux by litter fall from vegetation to soil

Uptake: pollutant transfer rate by root uptake

VO: volatilization flux of pollutant from vegetation to air

Rx: rate of degradation of pollutants in vegetation

식생 외부에서는 대기로부터 습식 및 건식 침적에 의해 오염 물질이 증가하고 반면에 식생의 잎이 토양에 떨어져(litter fall) 오염 물질이 제거된다는 점을 고려하였다. 또한 강수로 인해 식생 외부에 축적된 오염 물질이 씻겨 나가는 과정(wash off)을 반영하였다. 식생 내부에서는 대기와 식생 간의 확산과 휘발에 의해 가스상 오염 물질의 이동을 고려하였다. 또한 식생의 뿌리를 통해 토양 내 오염 물질이 식생 내부로 유입되는 것과 식생의 잎이 토양에 떨어져 식생 외부에 묻어 있던 오염 물질과 함께 내부의 오염 물질도 함께 토양으로 유입되는 것을 반영하였다. 다른 매체에서와 마찬가지로 식생 내부에서도 생물학적 제거 반응이 일어나는 것을 고려하였다.

식생은 시간에 따라 생장, 낙엽, 수확 등의 과정으로 부피가 변한다. 대상 지역의 남북 방향에서 크게 세 부분(개화 온도와

동아시아 지역의 월평균 기온 자료 기준)으로 나누어 crop & grass는 3월부터 수확 시기(9, 10월경)까지, forest는 3월부터 12월 이내에 지역에 따라 식생의 부피 변화가 다르게 해주었다. 특히 식생은 기후변화에 따라 생장 시기가 달라질 것인데 기상 조건으로 표현할 수 있는 수식이 없어 반영하지 못하였다.

#### 2.1.5.2 매체 간 환경 동태

오염 물질은 어느 한 매체로 배출되었다 하더라도 그 매체에만 머물러 있지는 않으며 시간이 지남에 따라 다른 매체로 전이가 된다. 따라서 다른 매체로의 전이, 즉 오염 물질의 매체 간 전이를 정량적으로 계산할 수 있도록 하였다. Table 2-2에는 모형에서 사용된 주요 환경 동태과정의 매개 변수를 정리하였다.

**Table 2–2.** Major process variables used in POPsLTEA.

<b><i>Major variables in processes</i></b>	<b>References</b>
gas-particle partition coefficient	Pankow, 1988; Mackay, 2001; Cohen., 1986
water-solid partition coefficient	Schwarzenbach et al., 2005; Karickhoff, 1984
fugacity capacity for the air and water	Cohen et al., 1990; Mackay and Paterson, 1991;
fugacity capacity of the sorbed phase	Mackay and Paterson, 1991;
partition coefficient for vegetation	Trapp and Matthies, 1995; Pussemier, 1991
overall air-vegetation mass transfer coefficient	Paterson et al., 1994
air-side mass transfer coefficient at air-soil interface	Fernandez and Friedlander, 1982; Sehmel, 1979
air-side mass transfer coefficient at air-water interface	Brutsaert, 1975; Brutsaert and Jirka, 2013
water-side mass transfer coefficient at water-air interface	Mackayand and Yeun, 1983
air-phase diffusion coefficient	Reid et al., 1987; Ashworth et al., 1988
water-phase diffusion coefficient	Reid et al., 1987; Ashworth et al., 1988
effective diffusivity in the soil and sediment matrix	Devillers et al., 1995; Ryan & Cohen, 1986
deposition rate of gas (MTC)	Schwarzebach et al., 2005
deposition rate of particle(Constant, Equation)	Shatalov et al., 2004; Gusev et al., 2005

## (1) 대기-토양

대기와 토양의 물질전달계수 (overall mass transfer coefficient) 식은 아래와 같다. 여기서 air side MTC ( $k_{aas}$ )는 diffusivity에 의해 계산((a), Schwarzenbach et al., 2005)하는 방법과 바람의 크기를 가지고 계산((b), Fernandez and Friedlander, 1982; Sehmel, 1979)하는 방법을 수식화하여 선택할 수 있도록 하였다. 그리고 soil side MTC( $k_{sas}$ )는 상수값((c), Schwarzenbach et al., 2005)을 쓰거나 effective diffusivity 와 diffusion path length (0.02m)를 가지고 계산하였다((d), Hayduk and Laudie, 1974, Devillers et al., 1995).

$$k_{oas} = \left( \frac{1}{k_{aas}} + \frac{1}{k_{sas}K_{smsa}} \right)^{-1}$$

$$(a) \quad k_{aas} = k_{aasref} \left( \frac{D_a}{D_{aref}} \right)^{2/3}$$

$$k_{aasref} : 0.04 \text{ [cm/sec]}$$

$$(b) \quad k_{aas} = 0.01(0.3 + 0.2wind) \left( \frac{MolecularWeight_{H_2O}}{MolecularWeight} \right)^{0.4355}$$

$$(c) \quad k_{sas} = 5.56 \times 10^{-6}$$

$$(d) \quad k_{sas} = \frac{Diffusivity_{soil}}{0.5 * diffusion pathlength}$$

토양 및 저토는 기체, 액체, 고체로 이루어져 있으며 대부분이 고체로 구성되어 있으나 다른 매체와의 오염 물질 교환되는 양을 계산하기 위해서는 매체 내의 평형을 가정하고 partition coefficient를 이용하여 계산한다.



## (2) 대기-수체

대기와 수체의 overall MTC식은 아래와 같으며 여기서 사용된 air side MTC, water side MTC 모두 바람의 함수로 되어 있어 바람의 크기가 변함에 따라 MTC 값도 변한다(Schwarzebach et al., 2005).

$$k_{oaw} = \left( \frac{1}{k_{aaw}} + \frac{K_{aw}}{k_{waw}} \right)^{-1}$$

(a) Air-side mass transfer coefficient

$$k_{aaw} = 0.01(0.3 + 0.2\text{wind}) \left( \frac{\text{Molecular Weight}_{H_2O}}{\text{Molecular Weight}} \right)^{0.4355}$$

(b) Water-side mass transfer coefficient

$$k_{waw} = 0.01(0.004 + 0.00004\text{wind}) \left( \frac{0.032}{\text{Molecular Weight}} \right)^{0.4047}$$

대기와 수체 간의 partition coefficient ( $K_{aw}$ )는 온도의 함수인 Henry's law constant에 의해 계산되며 기후변화로 인해 주변 온도가 변함에 따라 partition coefficient값도 변한다.

## (3) 대기-식생

대기와 식생 사이에서는 주로 가스상의 오염 물질이 교환되는데 이 계산을 위해 필요한 식은 아래와 같다(Paterson et al., 1994).

$$Diff_{A,V} = \frac{LA}{R_T} \left( C_A^{(G)} - \frac{C_V}{BCF} \right)$$

$$R_T = R_a + \frac{1}{R_c^{-1} + R_s^{-1}} = \frac{1}{k_{oav}}$$

Diff<sub>A,V</sub>: diffusive exchange of pollutant between air and vegetation

LA: leaf area per grid volume

R<sub>T</sub>: total resistance

R<sub>c</sub>: cuticle resistance (Riederer, 1990)

For deciduous forest, R<sub>c</sub> is  $\log R_c = \log K_{aw} - \frac{238}{V_m} \log K_{aw} + 12.48$

For coniferous forest, R<sub>c</sub> is  $\log R_c = 5.61 * \log V_m - \log K_{oa} - 2.94$

For grass, R<sub>c</sub> is  $\log R_c = 5.29 * \log V_m - \log K_{oa} - 1.43$

R<sub>s</sub>: stomatal resistance

BCF: bioconcentration factor (3.61 for PAHs (Isnard and Lambert, 1988))

여기서 total resistance는 기공에 의한 오염 물질의 유·출입을 고려하므로 낮과 밤에 따라 식생의 호흡량과 광합성에 의한 가스 교환반응이 달라진다(Deinum et al., 1995). 대기와 식생과의 partition coefficient (Trapp and Pussemier, 1991)는 다음과 같이 구한다.

$$K_{LA} = \frac{K_{LW}}{K_{AW}}$$
$$K_{LW} = \frac{(W_p + L_p K_{OW}) \rho_p}{\rho_w}$$

K<sub>LA</sub>: the partition coefficient between plant leaves and air

K<sub>LW</sub>: the partition coefficient between plant roots and water

W<sub>p</sub>: water content of the plant

$L_p$ : lipid content of the plant  
 $\rho_p$ : density of plant  
 $\rho_w$ : density of water

#### (4) 수체-저토

수체와 저토 사이의 overall MTC는 아래 식으로 구한다.

$$k_{ow\text{sed}} = \frac{1}{\left( \frac{1}{k_{ww\text{sed}}} + \frac{1}{k_{sedw\text{sed}}/K_{sdmsdw}} \right)}$$

여기서 sediment side의 water와 sediment의 MTC( $k_{sedw\text{sed}}$ )와 water side의 water와 sediment의 MTC( $k_{ww\text{sed}}$ )는 저토의 diffusivity를 계산하는 수식으로 문헌들에서 제시하고 있으나 불확실성이 크기 때문에 본 모형에서는 계산식( $k_{ww\text{sed}} = \frac{D_{sd}}{0.5*DEPTH_{sed}}$ , Schwarzenbach et al., 1993)으로 사용하거나 SimpleBox2.0 (Brandes and Hollander, 1996)에서 제시한 저토의 diffusivity 상수 값( $2.778E-6$  [m/s])을 선택 할 수 있다.

#### (5) 토양-식생

토양과 식생의 오염 물질 교환은 강수에 의해 식생 외부에 있는 오염 물질이 빗물에 씻겨 용존상으로 토양으로 유입되는 경우(Wash off)와 식생의 일부 또는 전체가 토양에 유입되어 내·외부에 존재하는 오염 물질 모두가 토양에 유입되는 것을 포함한다. 그러나 식생의 일부 또는 전체가 불규칙한 방식으로 토양으로 유입되는 것은 모형에서 고려할 수 없으므로 이론적으로

낙엽에 의한 litter fall만을 고려하여 첫서리가 내린 후 시작되어 30일 이내에 완료되는 것으로 계산하였다(Brandes and Hollander, 1996). 토양에서 식생으로 오염 물질이 유입되는 과정은 토양내의 용존상 오염 물질이 식생의 뿌리를 통해 유입되는 경로를 고려하였으며 이를 위해 Root uptake로 Transpiration stream concentration factor( $TSCF \leq 1$ , Briggs et al., 1983; USEPA, 2002)를 계산한다.

$$TSCF = 0.784 * \exp\left[-\frac{(\log K_{ow} - 1.78)^2}{2.44}\right]$$

$$TSCF = 0.7 * \exp\left[-\frac{(\log K_{ow} - 3.07)^2}{2.78}\right]$$

앞서 살펴본 각각의 수식에서 사용된 기상변수는 기후변화로 인해 변하여 오염 물질의 동태에 영향을 미치게 되는데 이때 각각의 변수가 모형의 어떤 환경 동태와 변수에 반영되는지 Table 2-3에 정리하였다. 온도 변화가 가장 많은 환경 동태와 변수에 반영 되지만 바람이나 강수의 경우 그 값 자체가 이동 속도로 직접 수식에 반영 되기 때문에 어느 변수가 오염도 변화에 큰 영향을 주게 될 것인지는 모형의 결과를 통해 분석할 수 있다.

**Table 2–3.** Transport processes and variables used in POPsLTEA to account for the influence of climate change

Effect	process or variable
<i>Temperature</i>	Henry's Law constants vapor pressure octanol–water partition coefficient gas–atmospheric particle partition coefficient dissolved–suspended solids partition coefficient air–soil partition coefficient partition coefficient between plant tissue and gas partition coefficient between sediment particle and water mass transfer coefficients (in combination with wind) reaction with OH radical for gas–phase PAHs in air photolysis rate in air, water, and vegetation biodegradation rate in water, soil and sediment
<i>Wind</i>	air–water mass transfer coefficient air–soil mass transfer coefficient advection in air
<i>Rain</i>	wet deposition from air to the surfaces beneath velocity of soil leaching wet interception fraction by leaf surfaces wash–off of PAHs from leaf surface to soil runoff in soil
<i>Relative Humidity</i>	Stomatal resistance between air and vegetation
<i>Short</i>	Photolysis reaction

## 2.1.6 입력자료

### 2.1.6.1 기후변화 시나리오

IPCC 보고서에서 제시하는 기후변화 시나리오는 SRES 시나리오와 RCP 시나리오 두 가지다. SRES는 IPCC 4차 보고서에서 제시한 시나리오로 기후변화 요인 중에서 온실가스와 에어로솔의 변화만을 시나리오로 가정에 적용하였다. 그러나 IPCC 5차 보고서에서 제시한 RCP 시나리오 가정은 토지 이용 변화에 따른 영향까지 포함하였다. 기후변화 시나리오를 직접 적용한 대부분의 기존 연구들(Lu et al., 2015; Cai, et al., 2014; Friedman et al., 2014 등)은 SRES 시나리오를 사용하였다. 그러나 본 연구에서는 SRES보다 좀 더 보완된 자료로서 RCP 시나리오를 사용하고자 하였다. 그리고 그 중 최악의 기후변화 시나리오인 RCP 8.5의 영향을 보고자 한다. RCP 8.5는 이산화탄소의 농도가 936ppm까지 증가하는 것으로 기존 연구에서 사용된 SRES A1B 시나리오(720ppm)와 A2 시나리오(830ppm) 보다는 높은 이산화탄소 농도를 가진다. 이보다 낮은 단계 대표 농도 경로는 RCP6.0으로 이산화탄소 농도가 670ppm으로 기존 연구들에서 사용했던 SRES A2와 A1B 보다는 낮다.

CORDEX국제사업(아시아 기후변화 개발협력)의 일환으로 기상연구소, 서울대학교, 연세대학교, 공주대학교 3개의 기관에서 각각 RCP시나리오를 적용한 기후변화 모형예측결과를 제공한다. 이

들은 공통적으로 135km 격자규모의 전 지구 시나리오를 사용하여 아시아 영역은 50km, 남한 영역에서는 12.5km 해상도를 갖는 자료를 제공한다. 본 연구에서는 기상연구소에서 제공하는 기상모형 결과를 사용(<http://www.climate.go.kr>)하였는데 동아시아 지역에서는 50km 자료를, nesting한 우리나라 지역에서는 12.5km 자료를 그대로 사용할 수 있었다. 사용한 변수 및 모형에서 적용된 변수명 등의 간략한 설명을 Table A-2에 정리하였다.

### (1) 한국

사용된 기후변화 시나리오에 따르면 온도는 지속적으로 증가할 것으로 예상되는데, 평균적으로 매년 약 0.039도씩 상승하여 2100년까지 약 7도 상승할 것으로 예측되었다(Fig. 2-5(a)). 한편 바람속도는 상층과 하층 간에 2배 이상 차이가 나며 연간 풍속의 편차도 상층이 더 크지만 각 층에서의 시간적인 추세는 모의 기간에 걸쳐 통계적으로 유의미한 변화를 보이지는 않는다(Fig. 2-5). 강수의 경우 모의기간 동안 연강수량의 뚜렷한 증감 추세가 보이지 않았다. 하지만 1956~2005년 동안의 연강수량의 분포 범위는 644~1553mm, 평균 강수량은 1080mm이고 기후변화 시나리오가 적용된 마지막 기간 50년(2051~2100년) 동안의 연강수량 분포 범위는 1082~2417mm, 평균 강수량은 1217mm로서 기후변화 50년의 평균이 더 크고 최소 최대 강수량의 편차가 크다(Fig. 2-4(b)).

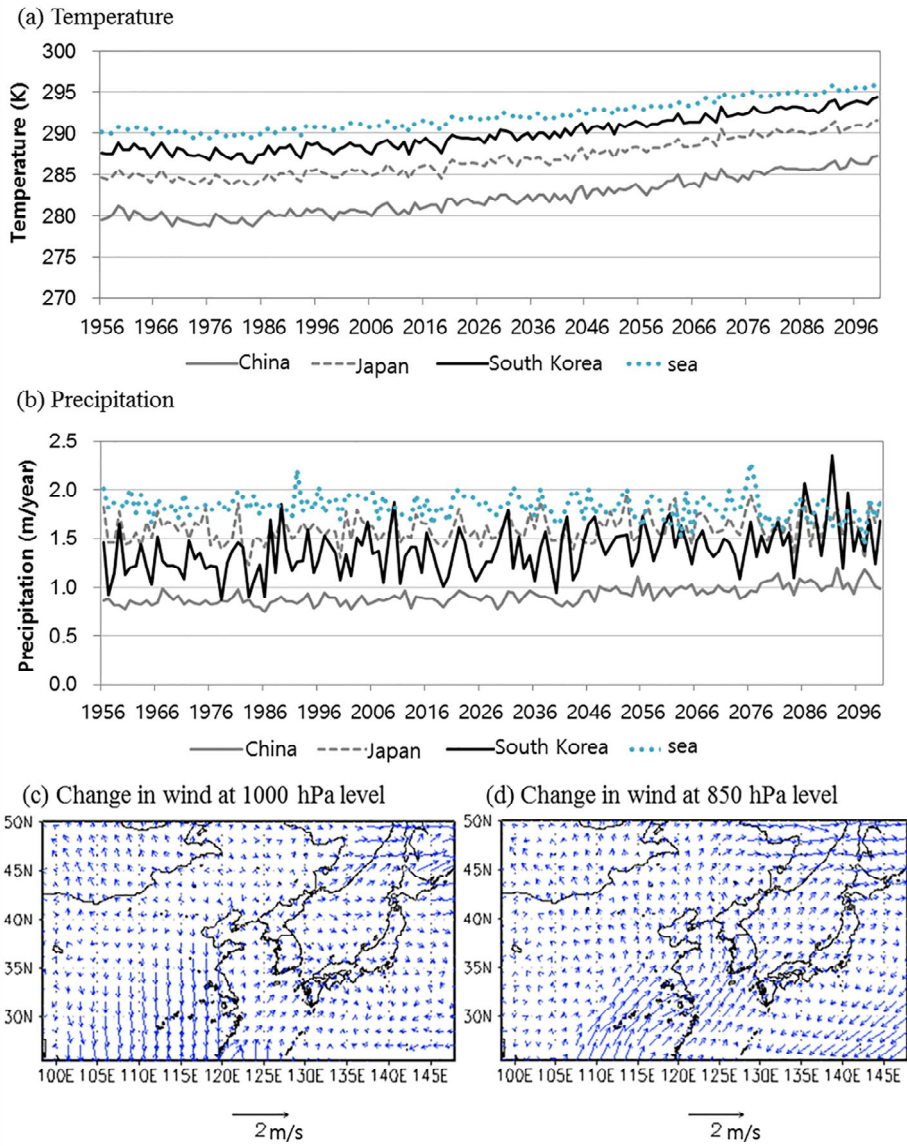
### (2) 중국과 몽골 지역

중국과 몽골지역의 온도는 1970년대부터 지속적으로 증가하는데, 평균적으로 매년 약 0.038도씩 상승하여 2100년까지 약 7도가 상승할 것으로 예측되었다(Fig. 2-5(a)). 바람속도는 상층과 하층 간에 2배 이상 차이가 나지만 각 층의 풍속 크기는 한국의 풍속에 비해 매우 낮다. 한국의 상층 바람은 2~8m/s의 범위로 연간변동이 발생하고 중국과 몽골지역은 0.7~4.2m/s의 범위에서 2~3배의 풍속 차이를 보인다. 대기의 층간 연간 속도의 편차는 상층이 더 크지만 각 층에서의 시간적인 추세는 모의기간에 걸쳐 유의미한 변화를 보이지는 않는 것으로 예측되고 있다(Fig. 2-6). 한편 이 지역에는 건조지대가 많이 포함되어 평균 강수량이 1000mm를 거의 넘지 않는다. 이 지역에서의 강수량도 모의기간에 걸쳐 연 강수량의 특정한 시간적 변화추세는 보이지 않으나 1956~2005년 동안에는 연강수량이 1000mm 이상이 되는 해(year)가 11번 있었고 연평균강수량은 961mm였지만 기후변화 후반 50년(2051~2100년) 동안에는 37번 있었고 평균 강수량은 1009mm로서 강수량이 증가했다.

### (3) 일본

일본지역에 사용된 기상자료의 온도는 1970년대부터 지속적으로 증가할 것으로 예상되는데, 평균적으로 매년 0.035도씩 상승하여 2100년까지 약 6.7도가 상승할 것으로 예측되었다(Fig. 2-5(a)).





**Fig. 2-5.** Predicted climate change under the RCP 8.5 scenario in the model domain. (a) Temperature (b) precipitation (c) difference of wind vector between the periods of 2081~2100 and 1986~2005 at 1000hPa and (d) 850hPa.

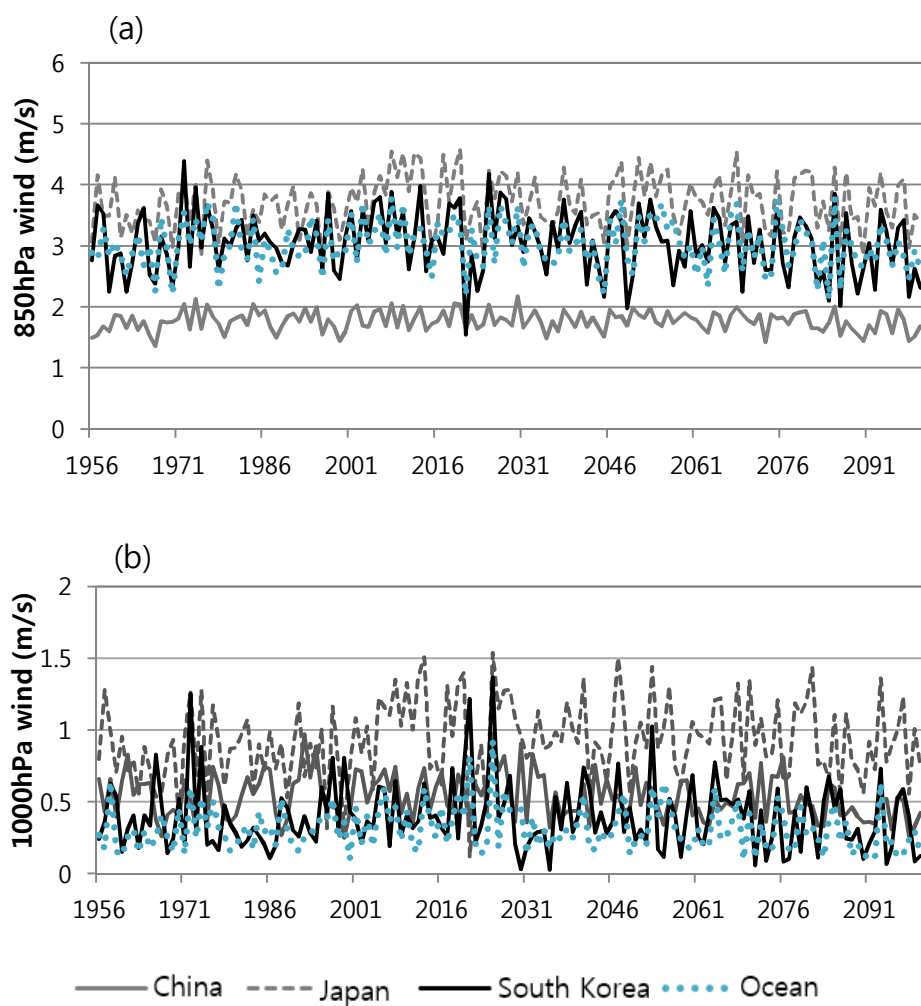


Fig. 2-6. Time series of (a) 850hPa and (b) 1000hPa wind speed in China, Japan, South Korea, and Ocean from 1956 to 2100 under the RCP 8.5 climate change scenario.

바람속도는 한국과 마찬가지로 상층과 하층 간에 2배 이상 차이가 나며 연간 속도의 편차도 상층이 더 크지만 각 층에서의 시간적인 추세는 모의기간에 걸쳐 유의미한 변화를 보이지는 않는다(Fig. 2-6). 상층 풍속의 편차가 크게 나타난 이유는 x방향 평균 풍속은 3.6m/s에 표준편차는 0.37로서 연간 변화가 작지만 y방향 평균 기후변화의 전과 후의 평균 풍속이 0.3m/s에서 1.9m/s로 증가하였기 때문이다. 한편 이 지역에서의 강수량은 모의기간에 걸쳐 연 강수량의 시간적 변화추세 및 기후변화 전과 후의 평균 차이는 보이지 않는다.

#### (4) 해양

해양에서 사용된 온도는 평균적으로 매년 0.036도씩 상승하여 2100년까지 약 3.6도가 상승할 것으로 예측되었다(Fig. 2-5(a)). 연 평균 바람속도는 내륙지역에 비해 작지만 상층과 하층 간에 2배 이상 차이가 나며 연간 속도의 편차도 상층이 더 크다. 각 층에서의 시간적인 추세는 기후변화 전과 후의 평균 풍속이 하층의 경우 0.06m/s, 상층의 경우 0.1m/s만큼 증가하였지만 유의미한 변화를 보이지 않는다는 점은 내륙과 마찬가지로다. 상층에서 바람의 상승률은 0.0031m/s/year이고 하층 상승률 0.0008m/s/year의 값을 가지지만 시간에 따른 바람의 상승률에 대한 상관계수는 0.05로 매우 낮아 증가하는 추세가 있다고 보기 어렵다. 앞서 제시한 중국 지역에서는 남풍의 방향이 변하지 않는 반면 해양의 경우 북풍과 남풍이 비슷한 지역적 분포를 가지다가 기후변화가 진행됨에 따라 북

풍이 우세하게 부는 것으로 나타났다. 실제로 과거 50년과 미래 50년의 상층 바람의 성분 변화율을 보면, 미래 50년 동안 동풍은 과거의 106% 수준이며 북풍은 683%에 이르렀다. 한편 모의 대상 공간 내 해양에서의 145년 동안의 연 강수량의 시간적 변화추세는 보이지 않으나(Fig. 2-6(b)), 1956~2005년의 경우와 비교해 보면 2051~2100년의 기간 동안 연강수량이 1000mm가 넘는 해가 17번 더 많았다.

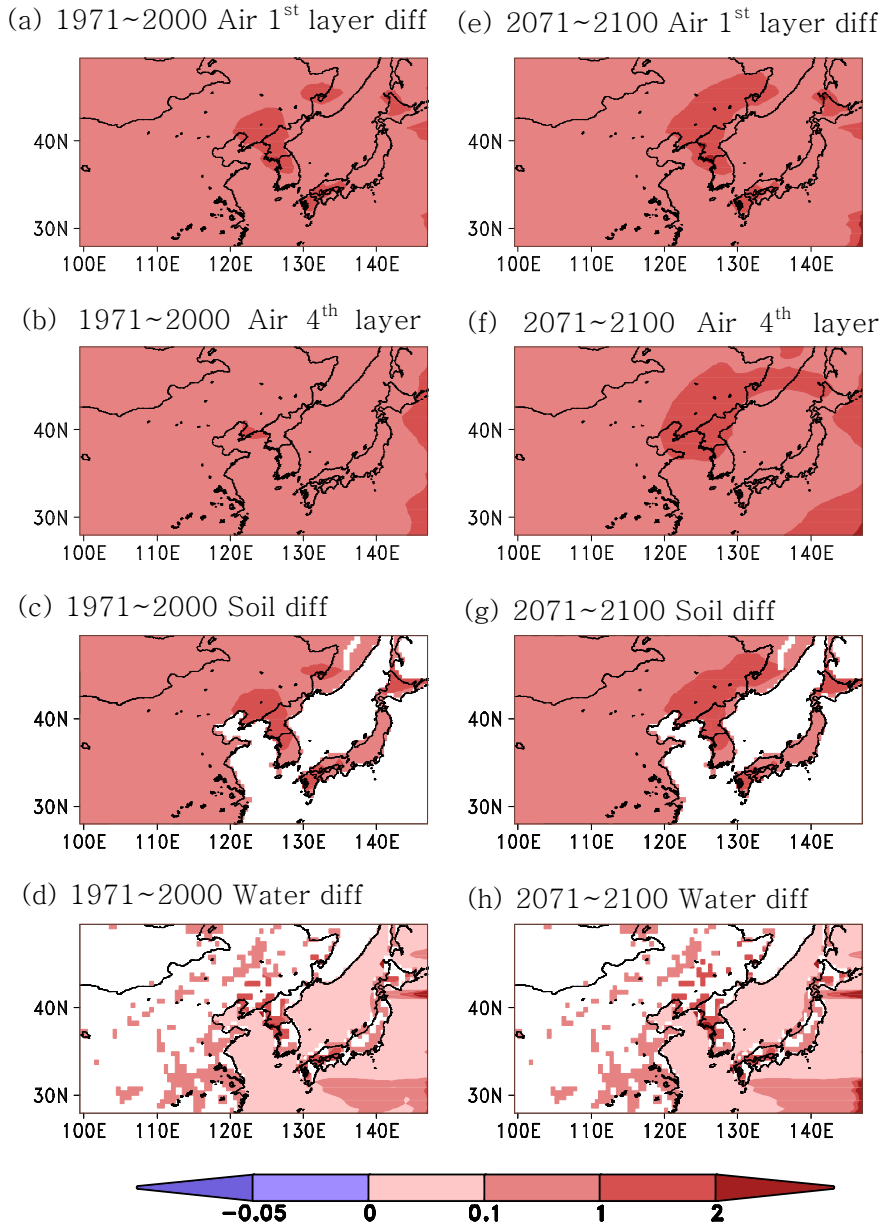
#### 2.1.6.2 지형자료

모형에서 사용한 지형자료는 토양, 지표수, 해양 매체에 적용된다. 토양 자료는 International Geosphere Biosphere Programme (IGBP) - Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) (IGBP-MODIS land cover)으로 National Oceanic and Atmospheric Administration에서 제공하는 MODIS 위성자료이다. 이 자료는 다양한 해상도를 갖고 있는데 본 연구에서 동아시아 지역에서는 0.083333degree (약 8.3km) 해상도 자료를 사용하였고 nesting 이 적용되는 경우 남한에서는 0.008333degree (약 0.83km) 해상도 자료를 사용하였다. 대상지역에서 담수의 흐름은 HYDRO1K (USGS Long term archive)을 사용하였다.

해양의 표층 해류의 방향과 속도는 두 가지 방법 중에 선택할 수 있다. 첫 번째 방법은 30년(1971~2000년) 평균 해류의 방향과 속도로서 Ocean Surface Current Analyses Real time

(OSCAR)에서 제공하는 자료이다. 두 번째 방법은 바람에 의한 영향을 반영하여 해류의 방향과 속도를 정하는 것이다. 전세계 해양의 표층을 이루는 해수의 흐름은 대기권의 영향을 받아 그 흐름이 결정된다(Garrison, 2012). 모형에서 고려하는 해양의 깊이는 2m에 해당하는 표층 해류로서 바람의 영향을 받는 층으로, 에크만 수송 이론(Ekman, 1950)에서 제시하는 50~100m 깊이 보다 대기의 영향을 더 크게 받는다. 즉, 모형에서 고려하는 표층 해류에서 더 깊은 층(2m 보다 깊은 해양)으로 오염물질이 settling 될 뿐 재부유를 고려하지 않는다면 바람의 속도와 방향을 해류의 흐름에 반영하는 것이 합리적이다(Munk et al., 1950; Gill, 1982; Davies, 1985 등).

실제로 서로 다른 방법에 따라 결정된 해류의 사용으로 인해 다매체에서 오염도가 얼마나 변하는지 평가해 보았다. 두 종류의 해류 입력자료를 사용하여 대기 1 층, 4 층, 토양, 수체(지표수와 해양)에 Nap, Phe, Flr, BaP, BghiP 오염도 차이를 보았고 대표적으로 BaP에 대한 결과를 Fig. 2-7에 제시하였다. 이용 가능한 30년 평균 해류 자료가 1971년부터 2000년 기간이므로 이 기간과, 기후변화 후반인 2071년부터 2100년사이의 30년 각각의 차이에 대해 보았다. 그 결과 모든 매질에서 30년 평균 해류를 입력자료로 사용한 경우 오염도가 더 크게 나타났다. 그러나 그 크기는 2배 이하로 모형 예측 결과가 관측 대비 보통 2 orders of magnitude 이내에서 오차를 가질 수 있다는 점을 고려하면 어느 값을 사용해도 좋을 것으로 판단된다.

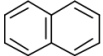


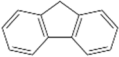
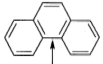
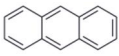



**Fig. 2-7.** Ratios of Concentration (Conc.30 mean currents / Conc.wind effect currents) of BaP in the 1st layer and 4th layer of air, soil, and water. Left panel means 1971–2000 and right panel means 2071–2100.

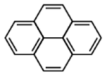
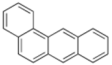
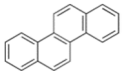
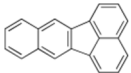
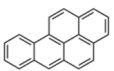
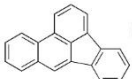

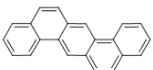
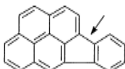
### 2.1.6.3 물성자료

연구 대상 오염 물질은 semi-volatile organic compound 중 PAHs 16종이다. Table 2-4에 각 물질의 이름과 구조식, 그리고 물리 화학적 특성 값은 온도의 함수로 제시하였다. 또한 PAHs는 환경 중에서 분해되는데 이때 반응속도상수는 물성과 마찬가지로 온도의 함수로 나타내 온도의 변화를 반영할 수 있도록 하였다.

**Table 2–4.** Temperature dependent physico–chemical properties of the 16 PAHs used in the present study (Paasivirta et al., 1999)

Chemical	Chemical Formula	MW (g/mol)	Henry' s law constant Log (H, Pa · m <sup>3</sup> · mol <sup>–1</sup> )	Vapor Pressure Log (P <sub>L</sub> , Pa)	Log <i>K</i> <sub>ow</sub>
Naphthalene, <b>Nap</b>	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub> 	128.18	–922/T+5.07	–1923/T+8.06	1.7257+541.7412/T
Acenaphthene, <b>AC</b>	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub> 	154.20	–1240/T+5.63	–2367/T+8.13	2.633+310.378/T
Acenaphthylene, <b>CAN</b>	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> 	152.20	–2178/T+8.22	–2751/T+9.53	1.9893+609.9324/T
Fluorene, <b>FL</b>	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub> 	166.23	–1590/T+6.97	–2614/T+8.63	2.444+554.189/T
Phenanthrene, <b>Phe</b>	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> 	178.24	–2120/T+8.14	–2982/T+9.07	2.842+466.298/T
Anthracene, <b>AN</b>	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> 	178.24	–1363/T+6.91	–2872/T+8.59	2.436+816.671/T
Fluoranthene, <b>Flr</b>	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub> 	202.26	–2336/T+8.23	–3323/T+9.03	2.913+534.435/T



Pyrene, <b>PY</b>	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>		202.26	-2475/T+9.17	-3370/T+9.49	3.174+484.590/T
Benzo[ <i>a</i> ]anthracene <b>BaA</b>	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>		228.30	-2641/T+9.67	-3760/T+9.34	3.521+605.603/T
Chrysene <b>Chr</b>	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>		228.30	-2770/T+9.98	-4139/T+9.66	3/5198+740.9028/T
Benzo[ <i>k</i> ]fluoranthene <b>BkF</b>	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>		252.32	-2979/T+9.83	-4427/T+9.48	3.535+783.658/T
Benzo[ <i>a</i> ]pyrene <b>BaP</b>	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>		252.32	-3558/T+12.02	-4465/T+10.71	4.054+490.652/T
Benzo[ <i>b</i> ]fluoranthene <b>BbF</b>	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>		252.32	-3275/T+9.83	-4578/T+9.48	3.5350+705.1836/T
Benzo[ <i>ghi</i> ]perylene, <b>BghiP</b>	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>		276.34	-4006/T+12.83	-4915/T+10.76	4.467+491.788/T
Dibenz[ <i>ah</i> ]anthracene <b>DahA</b>	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>		278.36	-3371/T+11.23	-5002/T+9.82	4.1076+882.6972/T
Indeno[123 <i>cd</i> ]pyrene <b>IdP</b>	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>		276.31	-3208/T+10.36	-4839/T+9.60	3.755+882.697/T

#### 2.1.6.4 배출량

환경 중 오염도를 예측하기 위한 모형의 입력 자료로서 대상 물질의 배출량자료는 필수적이지만 배출량의 공간적 분포에 대한 기존의 PAHs 배출 추정자료들은 국가에 관계없이 매우 제한적이었다. 한국의 오염도에 미치는 중국의 잠재적 영향이 중요할 것으로 예상된다는 점을 고려하면 특히 중국의 배출량을 정확하게 추정하는 것이 중요하다. 중국과 인접한 국가들에 대해서 일관성 있는 방법으로 배출량을 추정한 자료는 유일하게 Zhang and Tao(2009)의 논문에서 제시하였다. 이 논문에서는 전 세계를 대상으로 2004년의 PAHs 배출량을 국가별로 추정하였는데, 중국이 1500톤( $156\text{kg}/\text{km}^2/\text{year}$ ), 북한이 9톤( $74\text{kg}/\text{km}^2/\text{year}$ ), 일본 22톤( $58\text{kg}/\text{km}^2/\text{year}$ ), 몽골 0.22톤( $0.1\text{kg}/\text{km}^2/\text{year}$ ), 한국 12톤( $120\text{kg}/\text{km}^2/\text{year}$ ), 러시아 80톤( $4\text{kg}/\text{km}^2/\text{year}$ )으로 보고되었다. 한편 해양에서는 배출이 없는 것으로 가정하였다.

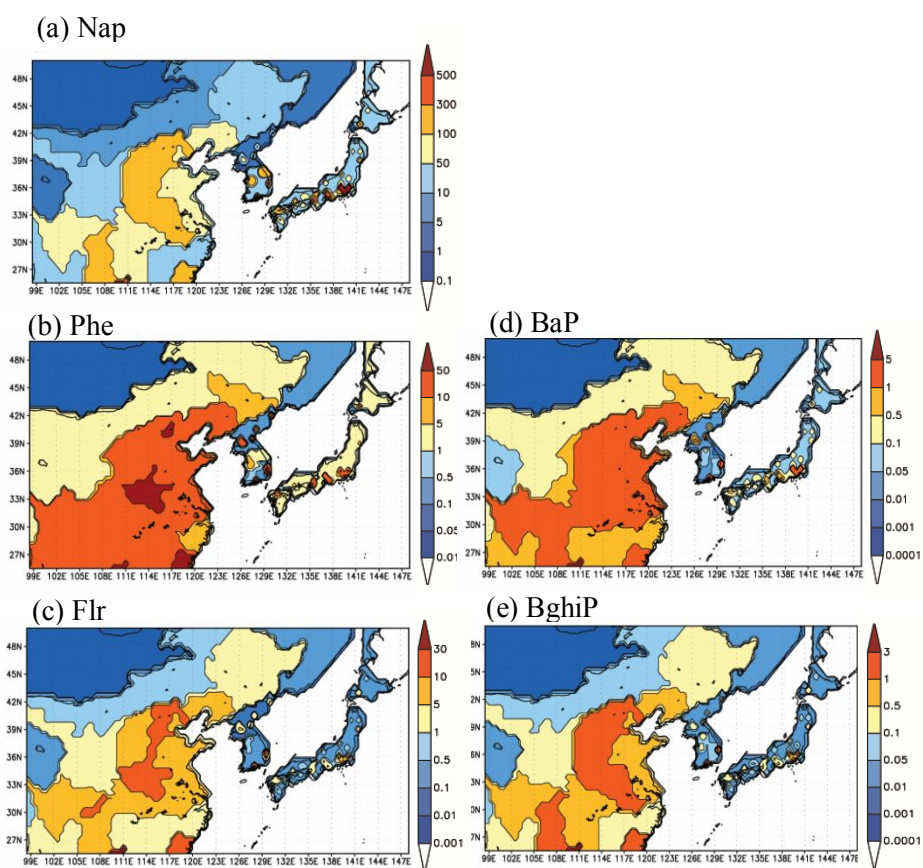
##### (1) 공간적 변화

중국의 경우 지역별 인구 밀도 및 산업의 구조가 매우 다르기 때문에 지역별로 배출량 차이가 크다. 따라서 본 연구에서는 Zhang et al.(2007)의 제안에 근거 하여 중국 내 지역별 배출량 비율을 적용하여 공간적으로 배출량을 분배한 후 사용하였다.

남한의 경우 한국환경기술진흥원(2004)에 따르면 우리나라 지역별 배출원의 활동도와 사용량을 근거로 하여 16종 PAHs 각각

에 대한 지역별 배출량을 산정하였다. 그러나 총 배출량 및 해당 연도가 Zhang and Tao(2009)의 추정량과 다르므로 이들의 배출량 절대값을 바로 적용하는 것은 적절치 않다. 이에 따라 지역별 상대적인 비율을 Zhang and Tao(2009) 논문에서 제시한 배출량에 적용하여 분배해 주었다. 일본과 북한은 도시별 인구 밀도(Demographia World Urban Areas, 2014)를 기준으로 지역별로 배출량을 추정했다.

이러한 방법에 따른 PAHs 5종(Nap, Phe, Flr, BaP, BghiP)의 공간적 배출량을 Fig. 2-8에 제시하였다. 중국, 우리나라, 일본의 경우 대도시 또는 공업단지가 분포하는 지역과 이외 지역과는 배출량의 차이가 큰 것으로 나타났다. 그러나 중국의 경우는 대부분의 지역이 다른 국가에 비해 많은 양을 배출하고 몽골은 가장 적은 배출량을 보이는 지역으로 추정되었다.



**Fig. 2–8.** Emission [mol/3hour] of Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP on 2004.

## (2) 시간적 변화

1956년부터 현재까지 산업화와 생활 방식의 변화로 화석연료의 종류와 사용량 변화는 PAHs 배출량의 시간적 변화를 야기했다. 그래서 과거 1956년부터 2013년 사이에 한국, 중국, 일본, 북한, 몽골, 러시아는 GDP 변화(World Bank)를 반영한 연간 배출량 변화를 추정하였다. 2014년부터 2100년은 2013년 값을 그대로 사용하여 시간적으로 배출량의 변화는 없는 것으로 가정하였다.

GDP 변화에 따른 배출량 변화를 계산한 결과를 고해상도( $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ )의 연료 목록 자료에 근거한(Shen et al., 2013) 2007년 국가별 자료와 비교하였다(Table 2-5). 중국, 일본, 우리나라에서 본 연구의 배출량 추정 결과가 20~450% 더 많은 값을 갖지만 북한의 경우에는 Shen et al.(2013)의 연구에서 25~98% 더 많은 배출량을 제시하고 있다. Inomata et al.(2012)에서도 중국의 2003년 9 PAHs(Flu, Pyr, BaA, Chr, BaP, BbF, BkF, BghiP, IcdP) 배출량을 8.0Gg/year로 제시하였으나 본 연구에서는 17.2Gg/year로 추정되었고 이것은 Xu et al.(2006)의 7.1Gg/year보다도 더 큰 값이다. 그러나 Inomata et al.(2012)에서 본 연구보다 적은 배출량으로 입력 자료로 사용한 모형결과를 관측과 비교했을 때 중국지역에서는 대부분 관측보다 낮은 농도를 보였다. 그러므로 Inomata et al.(2012)과 Xu et al.(2006)에서 산정한 배출량보다는 더 많은 배출량이 현실을 좀더 잘 설명할 수 있을 것으로 판단하여 본 연구에서 추정한 연간 배출량 변화를 그대로 사용하였다.

**Table 2–5.** Comparison of estimated emission [Mg/year] based on Zhang et al.(2009) considered GDP variation (this study) to the estimated emission [Mg/year] by combustion inventory (Shen et al., 2013) in 2007.

2007 emission [Mg/year]		Nap	Phe	Flr	BaP	BghiP
China	This study	63904	23237	8185	2178	1408
	Shen et al.(2013)	46000	13000	6100	1100	870
Japan	This study	6083	373	93	23	14
	Shen et al.(2013)	1100	180	71	14	11
South Korea	This study	1747	244	59	13	10
	Shen et al.(2013)	680	62	23	4	4
North Korea	This study	282	125	37	9	16
	Shen et al.(2013)	560	210	71	13	20

Figure 2–9은 5종의 물질 중에 대표적으로 BaP의 한국, 중국, 일본, 몽골, 러시아의 배출량을 시계열로 나타냈는데 1956년부터 2013년까지는 꾸준하거나 급격한 배출량 증가를 보인다. 2013년 이후 기간에 대해서 일정한 배출량을 가정한 이유는 두 가지이다. 첫째, 기후변화 시나리오가 반영된 기간에 배출량이 변하게 되면 그것이 기후변화에 의한 것인지 배출량의 변화에 의한 것인지 판단하기 어렵기 때문이다. 둘째, 현재 알고 있는 배출량의 불확실성도 이미 큰데 미래에 대한 배출량을 추정하는 것은 더 큰 불확실성을 갖기 때문이다.

또한 이전 연구(Cai et al., 2014; Friedman et al., 2014)에 서는 배출량의 변화가 기후변화의 영향보다 오염도 변화에 더 크게

작용할 것이라고 하였다. 따라서 기후변화가 반영된 기간 동안 배출량의 변화가 없다는 가정은 기후변화의 영향만을 보기 위한 본 연구 목적에 적합하다.

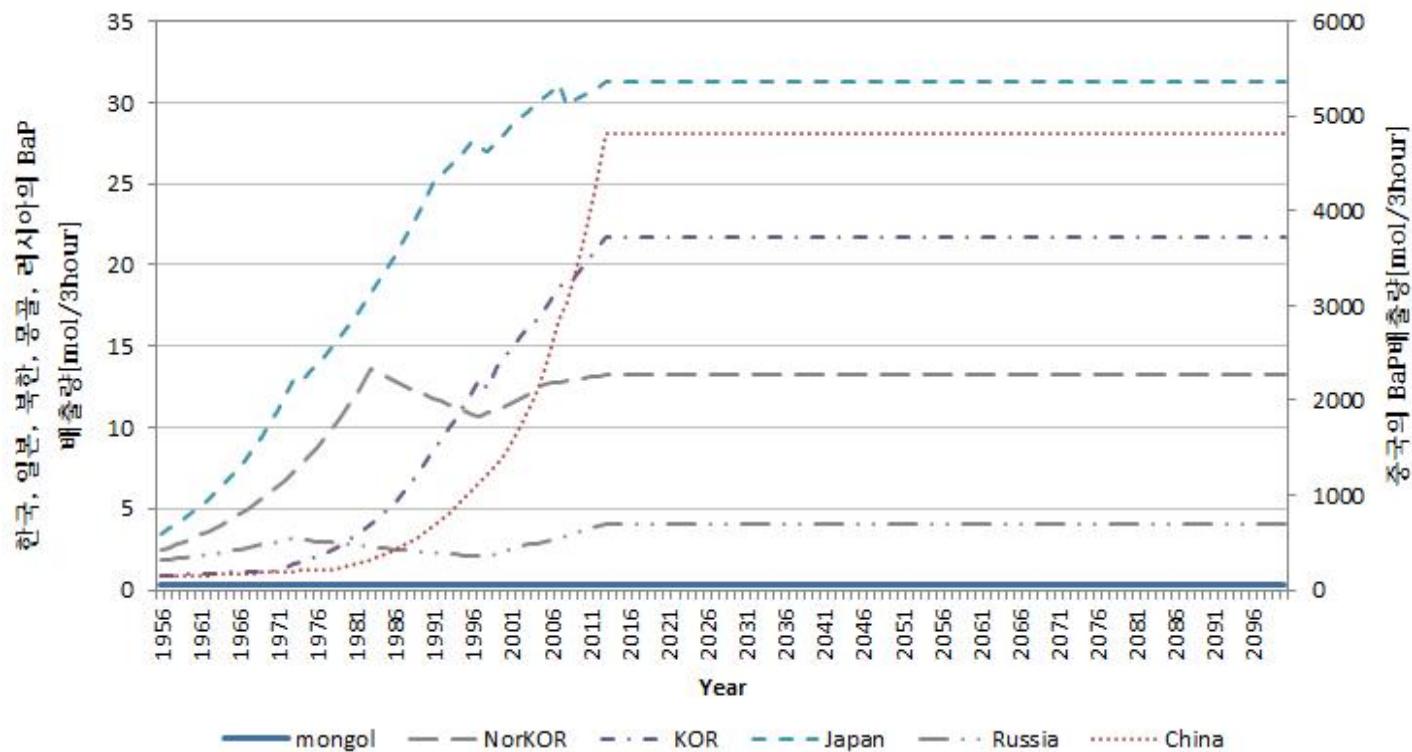


Fig. 2-9. Time series of BaP emission [mol/3hours] from 1956 to 2100 in South Korea, China, North Korea, Japan, Mongol, and Russia.



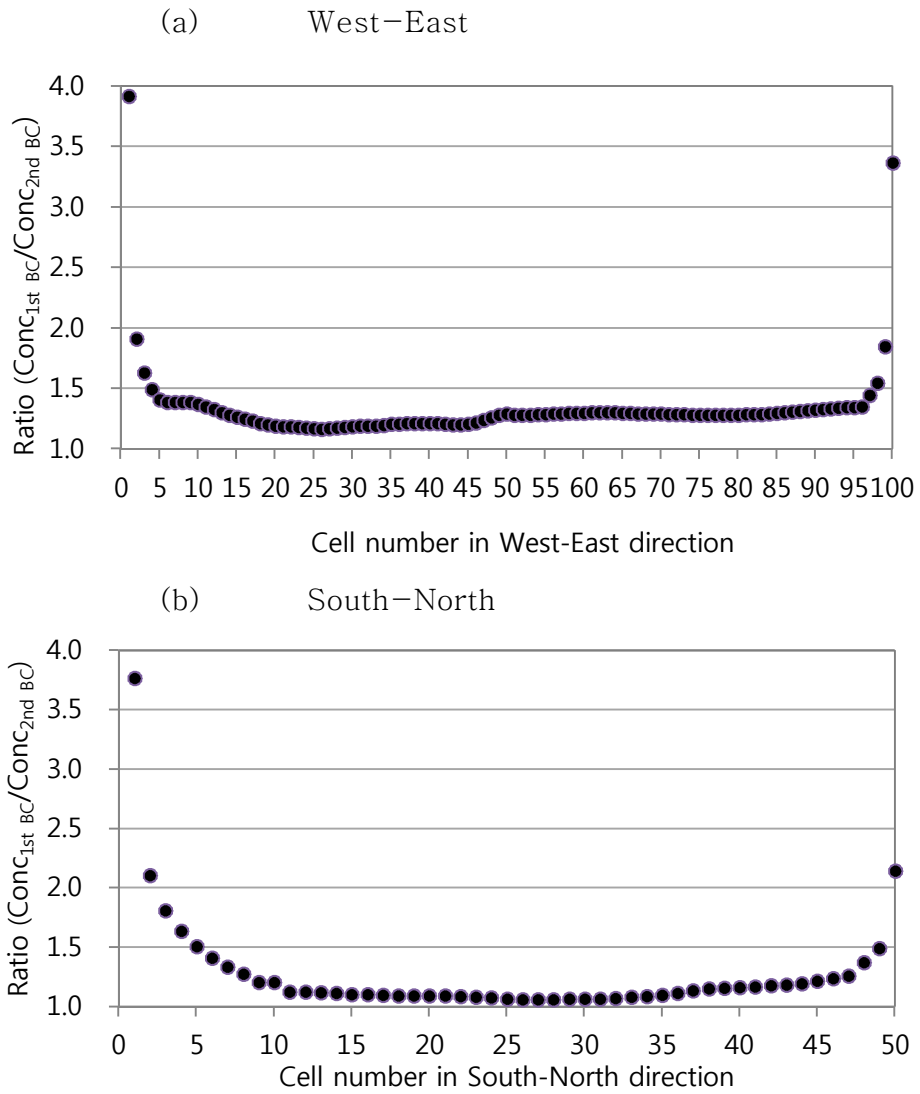
### 2.1.7 Buffer zone 설정

경계 조건에 따라 모형의 결과는 달라질 수 있으므로 경계 조건의 영향을 크게 받는 영역은 결과의 해석에서 제외하는 것이 타당하다. 그 영역의 크기는 모형마다 다르기 때문에 이를 추정하기 위해서 Liang et al.(2001)에서 제시한 방법에 따라 buffer zone을 설정하였다.

기준에 시뮬레이션은 ‘경계 밖 지역의 오염도는 0’으로 가정하였다. 그러므로 경계 밖에서 안으로 유입되는 오염물질은 없는 조건이다. 이와 비교할 대상은 ‘경계 밖 지역의 오염도는 경계 안 지역의 오염도와 같다’는 조건이다. 다시 말해 비교할 대상은 경계 밖에서 안으로 유입되는 오염물질이 있는 조건이다.

두 실험의 결과를 대기 4층의 농도로 비교하였다(Fig. 2-10). 왜냐하면, 대기 4층은 배출량의 직접적인 영향을 덜 받는 층으로 다른 층에 비해 배출량의 영향보다는 경계조건과 같은 다른 요인에 의한 오염도 변화가 크기 때문이다. 또한 본 연구의 주요 목적이 장거리 수송에 대한 평가임을 고려해 볼 때 관련이 가장 큰 대기 4층 농도 변화율로 판단하는 것이 적절하다. 그림에서 보면 경계지역으로 갈수록 농도의 차이는 급격히 커진다. 본 연구에서 buffer zone은 비율이 1.5이상(즉 차이가 50% 이상) 발생하는 지역으로 판단하였다. 그래서 동쪽 방향으로 3개의 점(격자1~3), 서쪽 방향으로 2개의 점(격자99와 100), 남쪽 방향에서는 4개의 점(격자1~4), 북쪽 방향에서는 1개의 점(격자50)이 buffer zone으

로 설정되었다. 이렇게 설정된 buffer zone은 전체 영역 대비 14.5%  
로서 분석 대상 지역은 이 지역을 제외한 85.5%가 된다.



**Fig. 2–10.** Ratio of the predicted concentrations in the 4<sup>th</sup> atmospheric layer calculated by using two different boundary conditions ( $=C_{1\text{st BC}}/C_{2\text{nd BC}}$ ). 1<sup>st</sup> BC: the concentrations in the boundary cells are equal to those in the locations immediately exterior to the boundary cells ( $\angle C = 0$ ). 2<sup>nd</sup> BC: all the concentrations outside the model domain are zero.

## 2.2 모형의 신뢰도 평가

기후변화의 영향을 분석하기 위해 개발된 POPsLTEA의 결과를 사용하기 전에 모형의 신뢰도가 우선 평가되어야 한다. 우선 계산 오류 여부를 확인하기 위해 물질수지균형을 검토했다. 본 연구에서는 145년 기간 동안 모의하였을 때 배출량 대비 오차는  $10^{-5}\%$ 에 불과해 물질수지균형은 확인됐다. 예측치의 신뢰도를 평가하기 위한 방법으로 모형의 예측 오염도가 실제 관측된 오염도(부록 4. 관측자료 참고 문헌 목록)와 얼마나 유사한지 두 가지 방법으로 비교하였다. 첫 번째는 매체별 오염 물질 농도를 직접 비교하여 전반적으로 관측치의 범위와 얼마나 다른지를 평가하였다. 두 번째는 기상 조건의 변화에 따른 오염도의 변화에 대해 예측치와 관측치의 차이(Coincidence)와 변화 경향의 예측 여부(Association)를 평가하였다.

### 2.2.1 매체별 농도 비교

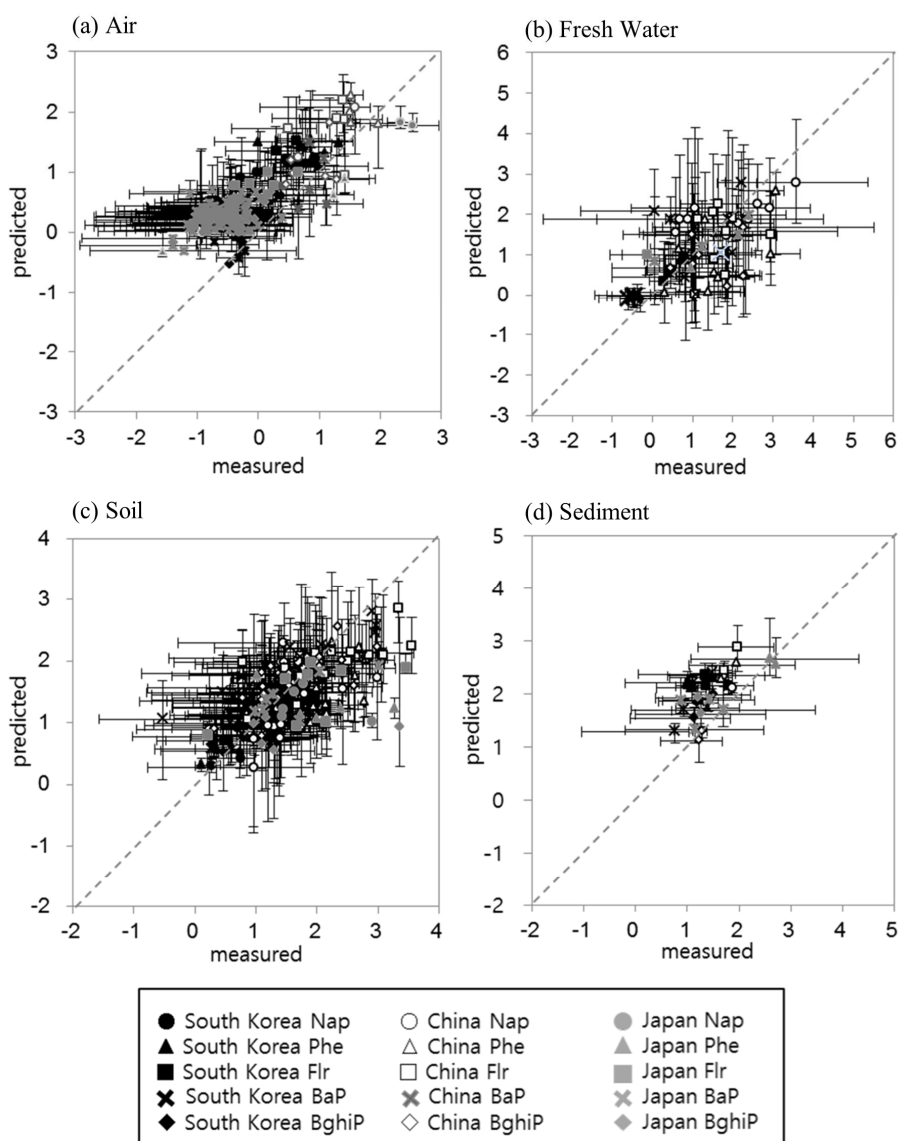
모형에서 예측한 농도와 관측의 농도의 범위를 비교한 결과(Fig 2-11)를 보면, 모형은 전반적으로 모든 매질에서 관측값과의 차이는 2 order of magnitude 범위 이내로 오염도를 예측하였다. 대기의 경우는 약간 과대 추정하는 경향이 있으나 일본 지역을 제외하고는 예측값과 관측값과의 차이는 1 order of magnitude 이내였다. 그러나 과대 추정의 크기가 1 order of magnitude 이상인 일본 지역에서도 BaP를 제외한 나머지 물질들에 대해서는 90% 신뢰

구간에서 통계적으로 유의미한 차이는 없었다(Table 2-6).

토양오염도 예측 결과는 중국과 일본 지역의 경우 1 order of magnitude를 벗어나지 않는 범위에서 과소추정을 하고 있음을 알 수 있다. 그리고 중국에서 Phe를 제외하고는 90% 신뢰구간에서 관측과 예측 오염도는 통계적으로 유의미한 차이는 없었다(Table 2-6).

지표수의 경우, 예측 오염도는 관측 자료에 비해 과대/과소 모의하는 경향은 없지만 농도 변화의 폭은 모형 예측이 훨씬 작다. 그러나 우리나라 BaP을 제외하고 모든 지역의 지표수에서 관측과 예측 오염도는 90% 신뢰구간에서 통계적으로 유의미한 차이를 보이지 않았다(Table 2-6). 저토의 경우 과대 모의하는 경향이 있지만 일본의 Phe를 제외하고는 예측치와 관측치가 90% 신뢰구간에서 통계적으로 유의미한 차이는 없었다.

이와 같이 POPsLTEA는 일부 지역 매질에서 특정 물질의 오염도(54개 중 4개)를 제외하고는 관측과 오차가 매우 작거나 통계적으로 유의미한 차이가 없는 오염도를 예측하는 것으로 나타났다. 또한 통계적으로 유의미한 차이를 보이는 4개(일본 대기 BaP, 중국 토양 Phe, 한국 수체 BaP, 일본 저토 Phe)의 경우도 그 차이는 1 order of magnitude를 벗어나지 않았다.



**Fig. 2-11.** Comparison of predicted and measured log concentrations of Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP for (a) air [ng/m<sup>3</sup>], (b) fresh water [ng/l], (c) soil [ng/g], and (d) sediment [ng/g].

**Table 2–6.** Statistical comparison between the measured and the predicted concentrations for 5 PAHs in air, soil, water, and sediment.

	South Korea				China				Japan			
	Air	Soil	Water	Sed.	Air	Soil	Water	Sed.	Air	Soil	Water	Sed.
Nap	<i>0.33</i>	<i>0.29</i>	–	–	<i>0.48</i>	<i>0.49</i>	<i>0.76</i>	<i>0.29</i>	<i>0.93</i>	<i>0.10</i>	–	–
Phe	<u>0.21</u>	<i>0.10</i>	<i>0.32</i>	<i>0.16</i>	<i>0.35</i>	<i>0.03</i>	<i>0.68</i>	<i>0.19</i>	<i>0.76</i>	<i>0.23</i>	<i>0.14</i>	<i>0.09</i>
Flr	<i>0.10</i>	<i>0.74</i>	<i>0.29</i>	<u>0.16</u>	<i>0.69</i>	<i>0.43</i>	<i>0.22</i>	<i>0.21</i>	<i>0.10</i>	<i>0.30</i>	<i>0.12</i>	–
BaP	<i>0.33</i>	<i>0.25</i>	<i>0.09</i>	<i>0.21</i>	<i>0.87</i>	<i>0.36</i>	<i>0.4</i>	<i>0.19</i>	<i>0.05</i>	<i>0.52</i>	<i>0.91</i>	<i>0.18</i>
BghiP	<i>0.14</i>	<i>0.62</i>	<i>0.11</i>	<i>0.18</i>	<i>0.28</i>	<i>0.62</i>	<i>0.14</i>	<i>0.13</i>	<i>0.24</i>	<i>0.17</i>	–	<i>0.22</i>

The  $p$ -values from T-test (in Italics) and Mann–Whitney test (underlined) at the 90% confidence level

관측 자료의 평균 또는 중앙값과 모형 예측치와 상관성이 얼마나 높은지 확인하기 위해 상관계수를 계산하였다(Table 2-7). 대체적으로 중국의 수체와 저토를 제외하고는 모든 지역의 매질과 물질에서 0.58 이상의 높은 상관성을 보였다.

특히 대기의 경우에 모든 물질과 매질에서 일본을 제외하고는 0.66 이상의 높은 상관성을 보였다. 일본의 관측값은 1970년대 자료를 포함하고 있어 2004년 배출량 기준으로 추정된 배출량 자료를 바탕으로 예측한 오염도와 0.6 전후의 상관관계를 보였다. 이를 확인하기 위해 2000년 이후 관측 자료와 모형 예측치를 비교한 결과 한국과 중국과 비슷한 수준(0.73~0.81)의 상관계수가 계산되었다.

토양의 오염도 예측은 대기와 비슷한 수준의 상관관계를 보이고 있으며 마찬가지로 일본의 토양 관측 자료에는 1980년대 자료가 포함되어 있다.

그러나 수체의 예측 오염도는 중국에서 가장 낮은 상관성(0.48~0.62)을 가졌다. 낮은 상관성을 가지는 원인은 중국의 경우 건기와 우기에 따라 수위의 편차가 매우 큰 특징 때문으로 유추된다. 저토의 상관계수는 지표수의 상관계수 범위와 유사하게 나타났다. 저토의 오염도는 지표수의 영향을 직접적으로 받기 때문이다.



**Table 2–7.** Correlation coefficients between the measured and the predicted concentrations for 5 PAHs in air, soil, water, and sediment.

	South Korea				China				Japan			
	Air	Soil	Water	Sed.	Air	Soil	Water	Sed.	Air	Soil	Water	Sed.
Nap	0.79	0.73	–	–	0.66	0.69	0.52	0.53	0.61	0.62	–	–
Phe	0.84	0.78	0.72	0.73	0.73	0.72	0.48	0.52	0.59	0.60	0.75	0.63
Flr	0.83	0.70	0.67	0.77	0.79	0.77	0.49	0.55	0.62	0.58	0.73	–
BaP	0.71	0.81	0.51	0.69	0.79	0.71	0.59	0.53	0.64	0.66	0.72	0.66
BghiP	0.82	0.80	0.64	0.62	0.81	0.75	0.62	0.48	0.61	0.61	–	0.61

## 2.2.2 Coincidence and association

관측 오염도와 예측 오염도 비교를 통한 모형의 신뢰도를 평가하기 위한 방법 중 두 번째는 관측된 오염도의 기상조건을 알 수 있는 자료들을 같은 조건의 모형 결과와 비교하는 방법이다. 통계분석을 하여 얻은 결과는 모형이 기후변화로 인해 오염도 변화하는 현상을 실제와 유사하게 예측할 수 있는지 알 수 있는 결과다. 실제 현상과 유사한지를 보기 위해서, 오차가 얼마나 작은지를 보는 Coincidence와 기상의 변화에 따른 오염도 변화 예측치와 얼마나 유사한지 보는 Association을 적용한다.

먼저 Coincidence 분석은 모형 예측 결과와 관측 결과의 사이에 존재하는 차이를 통계적인 방법으로 보여준다(Smith and Smith, 2007). LOFIT (Lack Of FIT)으로 계산된 F-value는 90% 신뢰구간에서 관측 결과와 얼마나 일치하는지 critical F 값과 비교한다. 관측과 예측된 결과의 차이를 보는 LOFIT과 F-value는 다음과 같이 구한다.

$$\text{LOFIT} = \sum_{i=1}^n m_i (O_i - P_i)^2$$
$$F = \frac{\sum_{i=1}^n (m_i - 1) \times \text{LOFIT}}{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_j} ((O_{ij} - P_i) - (O_i - P_i))^2}$$

m: number of measured data

O: observation data

P: predicted data

n: number of measured and simulated pairs

또 하나의 정량적인 평가 방법인 Association 분석은 관측과 예측값의 경향성이 얼마나 유사한지를 나타낸다(Smith and Smith, 2007). 그래서 Association의 F-value를 구하기 위해서는 관측과 모형과의 상관계수가 독립변수로 사용된다.

$$F = \frac{(n - 2) \times r^2}{1 - r^2}$$

r : sample correlation coefficient

Coincidence(관측과의 오차)와 Association(변화 경향)을 분석하기 위해서는 관측의 개별 자료와 그것의 시·공간에 대한 구체적인 정보가 필요하다. 그래서 우리나라 관측 자료로만 분석할 수 있었다. 전반적으로 모형은 대기의 오염도 예측에 있어 관측과 비교해 볼 때 작은 오차를 갖고 있으며 관측의 오염도 변화 경향과 유사하게 오염도 예측을 하기 때문에 높은 수준의 예측력을 가진다고 할 수 있다. 다른 매질에서 오염도는 물질에 따라 관측과의 오차가 크거나 변화 경향이 유사하지 않은 경우가 있었다.

매질별로 구체적인 결과를 보면, 모형이 예측하는 대기의 오염도는 기상 조건이 변화함에 따라 90% 신뢰구간 내에서 관측한 오염도와 유의미한 차이가 없으며 관측의 오염도 변화 경향과 같았다(Table 2-8). 그리고 토양의 오염도 예측은 관측과 오차는 유의미한 차이가 없었고 상대적으로 무거운 물질(BaP와 BghiP)을 제외하고는 오염도 변화 경향 또한 90% 신뢰구간에서는 신뢰할 수 있다.

지표수와 저토의 경우 BghiP와 BaP를 제외하고는 관측과

유의미한 오염도 차이가 있지만 실제 오차는 1 order of magnitude 이내로 적다. 또한 지표수와 저토에서 오염도 변화 경향은 Phe를 제외하고는 물질에 따라 통계적으로 유의미한 차이를 보이지 않는다. 그리고 저토는 수체의 오염도와 직접적인 영향을 받는 매질이기 때문에 수체의 오염도 오차가 큰 경우에 저토의 오염도는 신뢰 할 수 없다. 그러므로 이후 기후변화의 영향을 분석하는데 있어 대기, 토양, 수체의 오염도 변화에 대해 언급하고 저토의 오염도 변화에 대한 분석은 제외한다.

**Table 2–8.** Performance of POPsLTEA indicated by Coincidence and Association.

		Critical F*	Phe	Flr	BaP	BghiP
Air	Coincidence	1.87	1.103	1.861	0.829	0.132
	Association	4.06	10.1182	11.242	6.090	6.197
Soil	Coincidence	2.33	1.640	2.014	0.605	0.995
	Association	39.86	131.674	110.191	24.898	11.754
Water	Coincidence	2.23	3.470	6.704	18.805	1.506
	Association	39.86	15.516	337.068	29.710	138.916
Sediment	Coincidence	2.23	3.005	2.519	0.429	2.867
	Association	39.86	33.051	66.068	171.627	24.562

\*Coincidence and association are statistically significant if F value < critical F and F value > critical F, respectively.

따라서 본 연구에서 개발된 다매체모형의 오염도 예측은 일부 지역의 매질과 물질을 제외하면 동아시아 지역 환경에서 PAHs 물질에 대해 통계적으로 유의한 신뢰도를 가진다. 그리고 기상 조건의 변화에 따른 오염도 변화추세를 관측의 변화추세와 유사하게 예측할 능력을 갖고 있다. 특히 대기에서 오염도 예측력의 수준이 높기 때문에 모형이 기후변화로 인한 오염물질의 장거리 이동성 변화를 분석할 수 있음을 의미한다.

### 3. RCP 8.5에 의한 PAHs 오염도의 변화 분석

본 연구의 대상지역은 동아시아이며, 해당지역을 연구하기 위해 비정상 상태 다매체 모형이 개발되었고, 관측자료와의 비교로 모형 결과의 신뢰도가 평가되었다. 오염도를 예측하는 모형은 기후변화의 영향을 분석하기에 적합한 것으로 평가되었다.

총 145년(1956~2100년)의 시물레이션 기간 동안 기후변화는 2006년 입력자료부터 반영되었다. 그러나 이 기간 동안 기상변화는 일정한 속도로 발생하지 않기 때문에 기간을 설정하여 분석되었다. 또한 본 논문에서는 기후변화 시나리오가 반영된 2011년부터 2100년까지 90년의 기간을 30년씩 세 구간(A: 2011~2040, B: 2041~2070, C: 2071~2100)으로 나누어 기후변화의 영향을 분석하였다. 또한 결과도출을 위해 본 연구에서는 각각 구분된 기간에 지역별·매질별·물질별 오염도의 3시간 자료를 월(month) 단위로 기하평균으로 계산한 자료를 사용하였다.

기후변화 초(A)·중(B)·후(C)반의 오염도가 통계적으로 유의미한 차이가 있는지를 검정하기 위해 본 연구는 90% 신뢰구간에 대해 대응표본 t 검정(paired t-test) 방법을 사용하였다(Table 3-1). 분석결과에 따르면 기후변화의 초반(A)과 후반(C)의 물질별 오염도는 BghiP의 대기 4층과 수체에서 오염도를 제외하고는 모든 매질에서 통계적으로 유의미한 차이가 나타났다. 반면 인접한 기간인 초반(A)과 중반(B) 그리고 중반(B)과 후반(C)의 오염도는 대부분의 매질에서 일부 물질들을 제외하고는 통계적으로 유의미한 차

이가 없었다. 그러나 토양은 오염물질이 장기간에 걸쳐 축적되는 경향이 있으므로 30년 동안 기상 조건의 꾸준한 변화가 오염도에 반영되며 이를 바탕으로 모든 기간에서 통계적으로 유의미한 오염도 차이가 있음으로 확인하였다. 본 연구는 대부분의 매질에서 가장 유의미한 차이를 보이는 기후변화 초반(A)과 후반(C)의 오염도를 비교하고, 이를 통해 기후변화의 영향을 살펴보고자 한다.

**Table 3-1.** Paired t-test results of logarithm concentration over East Asia during A(2011-2040), B(2041-2070), and C(2071-2100). P-value is shown in numbers, statistical differences in bold, no statistical difference in gray in the 90% confidence level.

		Nap	Phe	Flr	BaP	BghiP
Air 1 <sup>st</sup> layer	AB	0.24	0.23	0.87	0.91	0.28
	BC	0.61	0.52	0.11	0.24	0.33
	CA	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.05</b>	<b>0.09</b>	<b>0.08</b>
Air 4 <sup>th</sup> layer	AB	<b>0.03</b>	<b>0.00</b>	0.63	0.35	0.56
	BC	<b>0.08</b>	0.41	0.11	0.69	0.71
	CA	<b>0.02</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.13</b>	0.37
Soil	AB	<b>0.00</b>	<b>0.01</b>	<b>0.03</b>	0.34	<b>0.03</b>
	BC	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.01</b>	<b>0.01</b>	<b>0.07</b>
	CA	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.09</b>
Water	AB	<b>0.02</b>	<b>0.08</b>	<b>0.07</b>	0.76	0.34
	BC	<b>0.01</b>	0.24	0.75	<b>0.04</b>	0.39
	CA	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.06</b>	0.21



기후변화로 인해 기온 및 강수, 바람 등의 변화의 크기나 특징은 지역마다 차이가 있다(Fig. 2-5와 2-6). 이러한 차이는 오염도 변화를 다르게 하는 요인이 되며, 지리적 환경의 차이 역시 오염도 변화를 다르게 하는 요인으로 작용한다. 특히 오염도에 가장 큰 영향을 주는 요인은 배출량인데, 이 역시 지역별로 편차가 크기 때문에(Fig. 2-6) 오염도 변화가 나라별로 다르게 일어날 수 있다. 특히 해양의 경우는 배출량이 없음을 가정하고 오염도의 변화를 분석하였다. 따라서 본 논문에서는 통계 및 지표들의 공간적인 해상도를 국가 및 해양으로 구별하여 제시하였다.

### 3.1 다매체 환경의 오염도 변화

기후변화가 오염도 변화에 미치는 영향을 정성적으로 평가한 기존의 연구들은 기후변화로 인한 온도 상승이 휘발성을 가진 물질들을 토양이나 수체에서 대기로 더 많이 이동시킨다고 주장하였다. 그러나 본 연구결과에 의하면 동아시아 지역에서는 기온이 꾸준히 증가하지만, 대기에 남아 있는 오염물질의 비율은 다른 매질보다 증가하지는 않는다는 사실을 확인하였다(Table A-3). 해당지역에서는 물질마다 매질마다 잔존하는 오염물질의 비율의 변화가 0.0017~0.0059% 범위 이내이며 매질간 상대적인 오염도 분배 변화율이 매우 작다. 그러나 각 매질에서 농도 변화는 기후변화로 인해 대부분의 지역에서 10% 이상 증가하거나 감소한다(Fig. 3-1와 3-2). 그러므로 본 연구는 각 매체에서의 오염도 변화율을 중심으로 변화의 특성을 설명하고 분석한다.

기후변화로 인한 오염도의 변화는 증가 또는 감소로 구분되며, 오염도의 증가는 감소보다 위해도 측면에서 갖는 의미가 더 크다. 이후 분석에서 오염도의 변화는 변화율로 제시하기 때문에 1에 가깝다는 것은 변화가 작다는 의미로 해석될 수 있다.

$$\text{변화율} = \frac{\text{Concentration}_{2071-2100}}{\text{Concentration}_{2011-2040}}$$

오염도의 증가와 감소는 기존에 오염도가 낮은 지역에서 증감의 변화율이 큰지 작은지를 평가하는 것이기 때문에 오염도에 따른 변화율 관찰은 오염도의 로그 농도로 함께 제시되었다(Fig. 3-1

와 3-2).

대기 1층과 4층에서 2011~2040년 기간에 오염도(점선)의 로그값과, 2011~2040년 기간의 오염도에 대한 2071~2100년 기간의 오염도 변화율(색상표시)을 Fig. 3-1에 제시하였다. 그리고 같은 방법으로 토양과 수체의 오염도와 변화율을 제시하였다(Fig 3-2). 대체적으로 가벼운 물질(Nap, Phe, Flr)은 동아시아 다매체 환경에서 오염도가 감소하는 경향을 보였고 무거운 물질(BaP, BghiP)의 오염도는 증가하는 경향을 보였다.

### 3.1.1 대기 오염도 변화

대기 1층 오염도는 배출원의 직접적인 영향을 받기 때문에 배출량이 높은 지역에서 오염도가 높다(Fig. 3-1). 그리고 오염도의 변화율은 2011~2040년(기후변화 전반) 기간에 오염도와 비교하였으며, 2071~2100년(기후변화 후반) Nap와 Phe의 오염도는 대부분 지역에서 감소하였다. 특히 해양 지역의 대기에서 약 40% 이상 크게 감소하였는데, 토양 위 대기의 감소 비율이 약 40% 이하인 것과는 구별된다. Nap와 Phe보다 분자량이 큰 Flr은 중국과 러시아, 일본 지역에서는 오염도가 증가하였다. 농도가 감소하는 비율은 Nap > Phe > Flr 순이며 분자량이 클수록 농도감소의 비율이 줄어들었다. 반면에 벤젠 고리 수가 5개 이상으로 Nap, Phe, Flr 보다 분자량이 큰 BaP와 BghiP는 대기 1층에서 오염도가 증가하는데 이러한 오염도 증가 현상은 분자량이 큰 물질일수록 뚜렷하게 나타

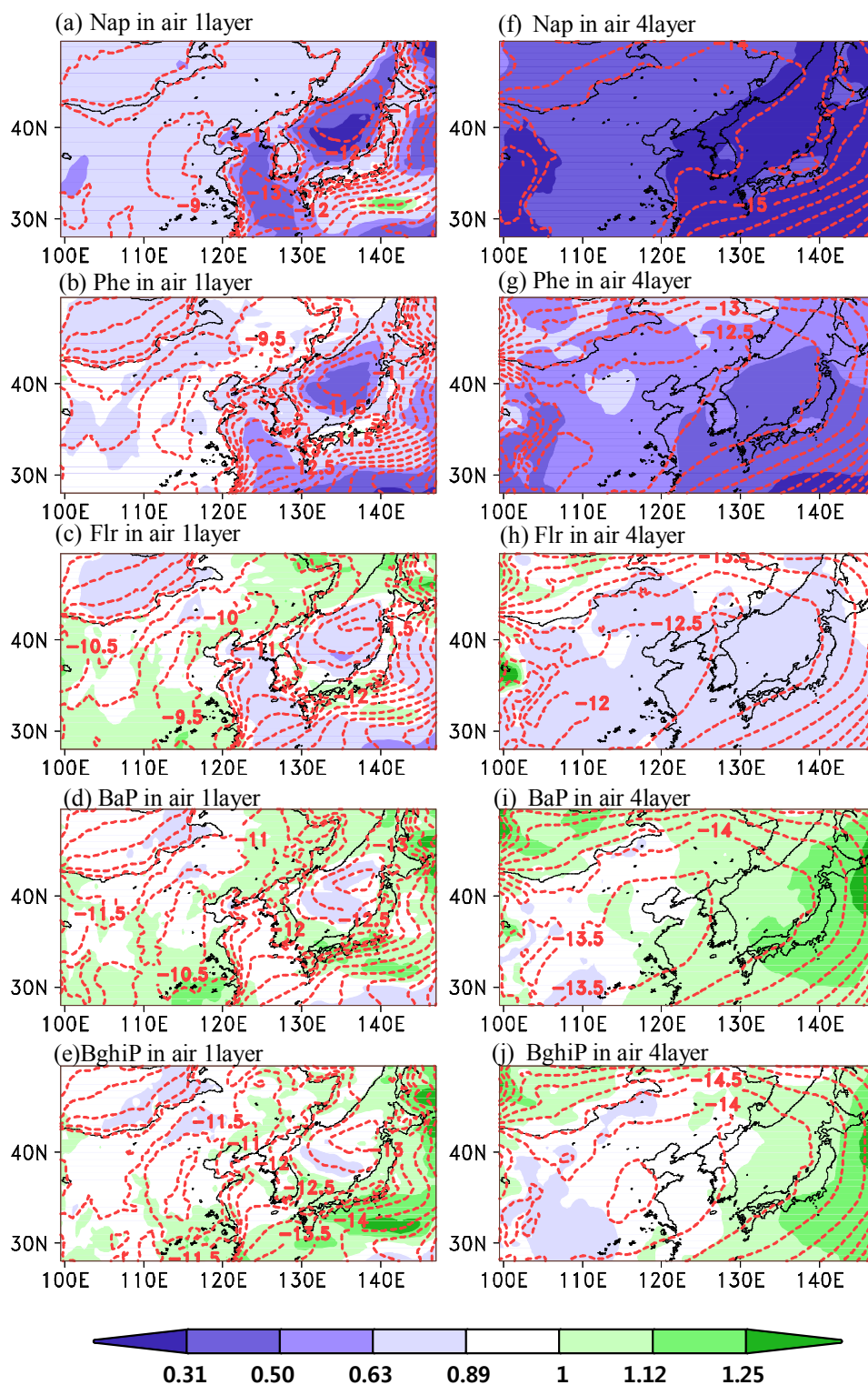
난다.

이러한 오염도의 증가와 감소가 통계적으로도 유의미한 차이를 보이는지 검정하기 위해 본 연구는 90% 신뢰구간에서 대응표본 t 검정을 사용하였다(Table 3-2). 검정결과 Nap, Phe, Flr은 북한의 대기 1층에서 유의미한 차이를 보였고, BghiP는 우리나라 대기에서 유의미한 차이를 보였다. 또한 해양에서는 BaP, BghiP의 농도를 제외하고는 통계적으로 유의미한 차이가 있음을 확인되었다(Table 3-2). 따라서 기후변화로 인한 대기 1층의 오염도 변화는 대부분의 지역과 물질에 대해 통계적으로 유의미한 차이를 가진다.

대기 4층에서 토양 위 대기의 오염도는 높고 바다쪽으로 갈수록 오염도는 낮다. 기후변화 후반에 오염도는 대기 1층과 마찬가지로 Nap, Phe, Flr은 대부분 지역에서 감소하였다(Fig. 3-1). 특히 해양 지역의 대기에서 약 50% 이상 감소하였는데, 토양 위 대기의 감소 비율이 약 50% 이하인 것과 구별된다. Nap와 Phe보다 분자량이 큰 Flr은 대상 영역의 서쪽 부근에서 오염도가 증가하였다. 농도가 감소하는 비율은 Nap가 가장 높고, 그 뒤를 이어 Phe와 Flr가 높기 때문에 분자량이 커질수록 농도감소의 비율이 줄어든다는 사실로 설명된다. 반면에 상대적으로 분자량이 큰 물질로서 벤젠 고리 수가 5개 이상인 BaP와 BghiP는 대기 4층에서 오염도가 증가하였다.

기후변화 초반과 후반에 이러한 오염도의 변화가 통계적으로도 유의미한 것인지를 확인하기 위해 본 연구는 90% 신뢰구간에

서 대응표본 t 검정을 실시하였다(Table 3-2). 북한 지역에서 대기 4층의 BaP를 제외하고는 통계적으로 유의미한 차이가 있음이 발견되었다(Table 3-2). 따라서 배출량의 변화와 무관하게 대기 4층의 오염도 변화는 지역 및 물질에 대해 통계적으로 유의미한 차이를 보였으며, 이러한 차이는 기후변화에 대한 영향으로 해석할 수 있다.



**Fig. 3-1.** Geo-mean log concentration and the rate of change between 2011 and 2040 in the 1<sup>st</sup> layer of air ((a)–(e)) and 4<sup>th</sup> layer of air ((f)–(j)). Contour shows  $\log_{10} \text{Conc.}_{2011-2040}$  [mol/m<sup>3</sup>] and shading means  $\text{Conc.}_{2071-2100}/\text{Conc.}_{2011-2040}$ .

### 3.1.2 토양 및 수체 오염도 변화

토양 오염도는 대기 1층 오염도에 직접적인 영향을 받기 때문에 농도 증감의 분포가 대기 1층의 오염도 증감 분포와 유사하다(Fig. 3-2). POPsLTEA의 대기 1층 농도와 토양 농도의 상관계수는 물질에 따라 차이를 보이나 일반적으로 0.89-0.94 범위에 분포해 있다. 그러나 토양 오염도의 변화율의 범위는 0.51~1.08이며, 대기에서의 오염도 변화율 범위인 0.12-1.47 보다 적다. 토양에서의 오염도 변화율이 대기보다 작은 이유는 토양에서의 오염 물질은 장기간에 걸쳐 축적되기 때문이다.

기후변화 후반에 이르러 분자량이 작은 Nap, Phe, Flr은 대부분 지역에서 감소하지만 분자량이 큰 BaP, BghiP는 중국과 한반도, 일본 지역에서 오염도가 증가하는 현상을 보인다. 이러한 오염도 변화 특징에 대한 통계적 신뢰도를 평가하기 위해 본 연구는 90% 신뢰구간에서 대응표본 t 검정을 실시하였다(Table 3-2). 그 결과가 가벼운 물질(Nap, Phe, Flr)은 감소하였으며 이러한 감소는 통계적으로 유의미한 결과임이 증명되었다. 한편 무거운 물질(BaP, BghiP)의 오염도는 중국과 일본의 토양의 경우 BaP 농도를 제외하고, 일본의 지표수와 해양의 경우 BaP와 BghiP 농도를 제외하고는 증가한다는 사실을 확인하였고, 이러한 증가는 통계적으로도 유의미한 결과임을 확인하였다(Table 3-2).

토양과 마찬가지로 수체의 오염도 역시 대기 1층 영향을 직접적으로 받기 때문에 농도 증감의 분포가 대기 1층의 오염도 증

감 분포와 유사하다(Fig. 3-2). 지표수의 오염도와 대기 1층 오염도의 상관계수는 0.13-0.26이며, 지표수 오염도의 변화율과 대기 1층의 오염도 변화율의 상관계수는 0.04-0.41 값을 갖는다. 이를 통해 본 연구는 BghiP를 제외하고 Nap, Phe, Flr, BaP는 오염도의 상관관계 보다 오염도 변화율의 상관관계가 높음을 확인하였다.

또한 본 연구는 지표수 및 근해에서 가벼운 물질(Nap, Phe, Flr)일수록 오염도가 크게 감소하고 분자량이 큰 물질(BaP, BghiP)일수록 오염도는 증가한다는 사실도 확인하였다(Fig. 3-2). 이러한 변화가 통계적으로도 유의미한 결과인지를 확인하기 위해 본 연구는 90% 신뢰구간에서 t 검정을 실시하였다. 그 결과 모든 지역의 지표수와 해양에서 가벼운 물질(Nap, Phe, Flr)에서 오염도가 감소하고 무거운 물질(BaP, BghiP)은 일본과 해양지역 수체를 제외하고는 오염도가 증가한다는 사실이 확인되었다(Table 3-2).

지표수와 연안의 오염도 변화가 물질에 따라 달라지는 것과 다르게 일본 남쪽 해양 지역(북위 29-33도, 동경 132-145도)에서는 모든 물질의 농도가 증가하고 다른 해양 지역의 오염도는 감소한다는 사실이 확인되었다(Fig. 3-3). 다른 매질과 달리 기상변화와 해류 변화가 해양에서의 오염도 변화에 주된 영향을 미쳤기 때문에 분석된다. 본 연구에서 해류는 하층 바람을 반영하였기 때문에 기후변화로 인한 하층 바람의 변화가 해류의 변화를 야기하여 특정지역에서의 오염도 증감으로 이어진다. 오염도가 증가하는 지역(북위 29-33도, 동경 132-145도)은 기후변화 전반(2011-2040년)에 해류



가 큰 지역으로 기후변화 후반(2071-2100년)에 크기가 감소하는 모습을 보인다(Fig. 3-3). 기후변화로 인해 해당 지역의 오염물질은 빠르게 빠져나가지 못하고 정체하는 현상이 모든 물질에서 동일하게 나타난다.

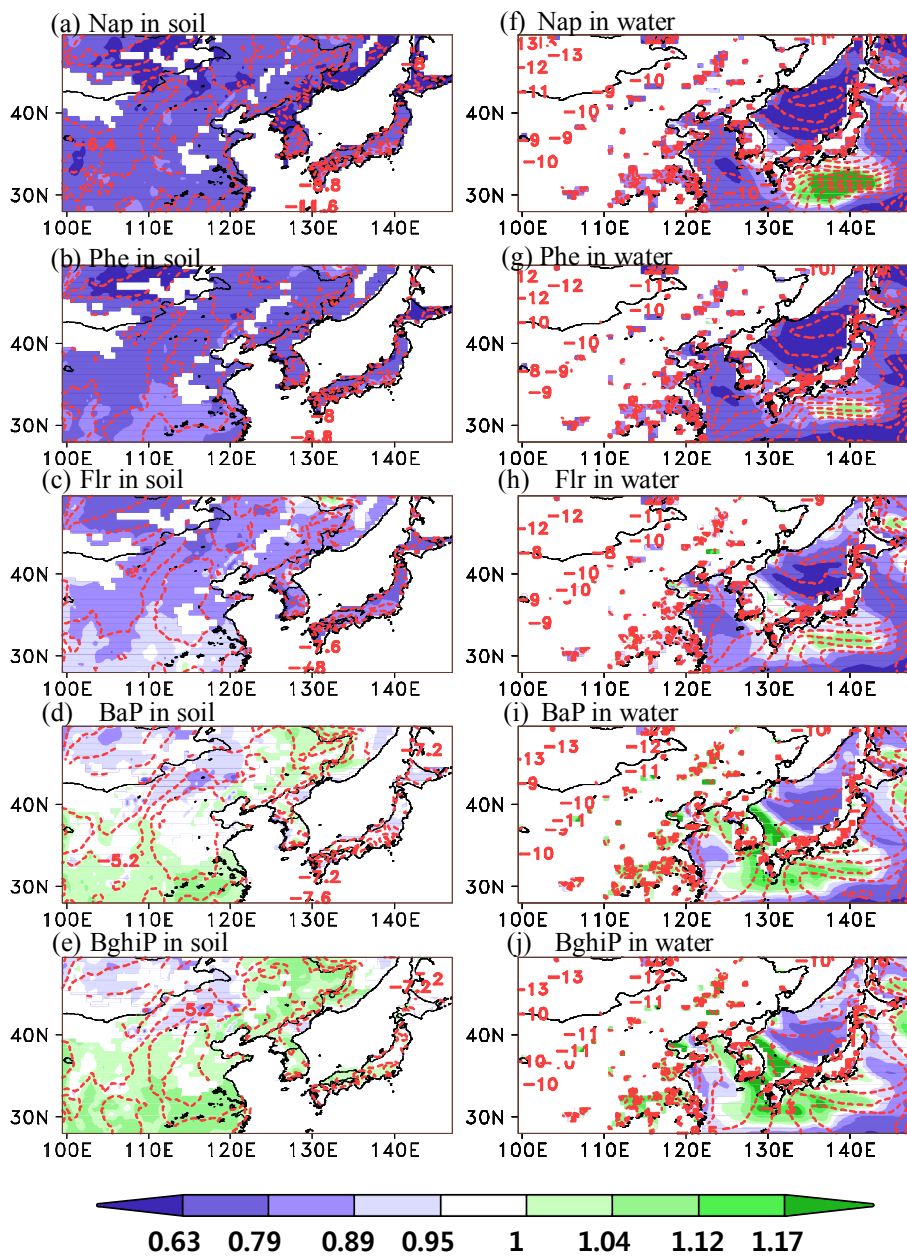


Fig. 3-2. Geo-mean log concentration and the rate of change between 2011 and 2040 in soil ((a)–(e)) and water ((f)–(j)). Contour shows  $\log_{10} \text{Conc.}_{2011 \sim 2040}$  and shading means  $\text{Conc.}_{2071 \sim 2100} / \text{Conc.}_{2011 \sim 2040}$ .

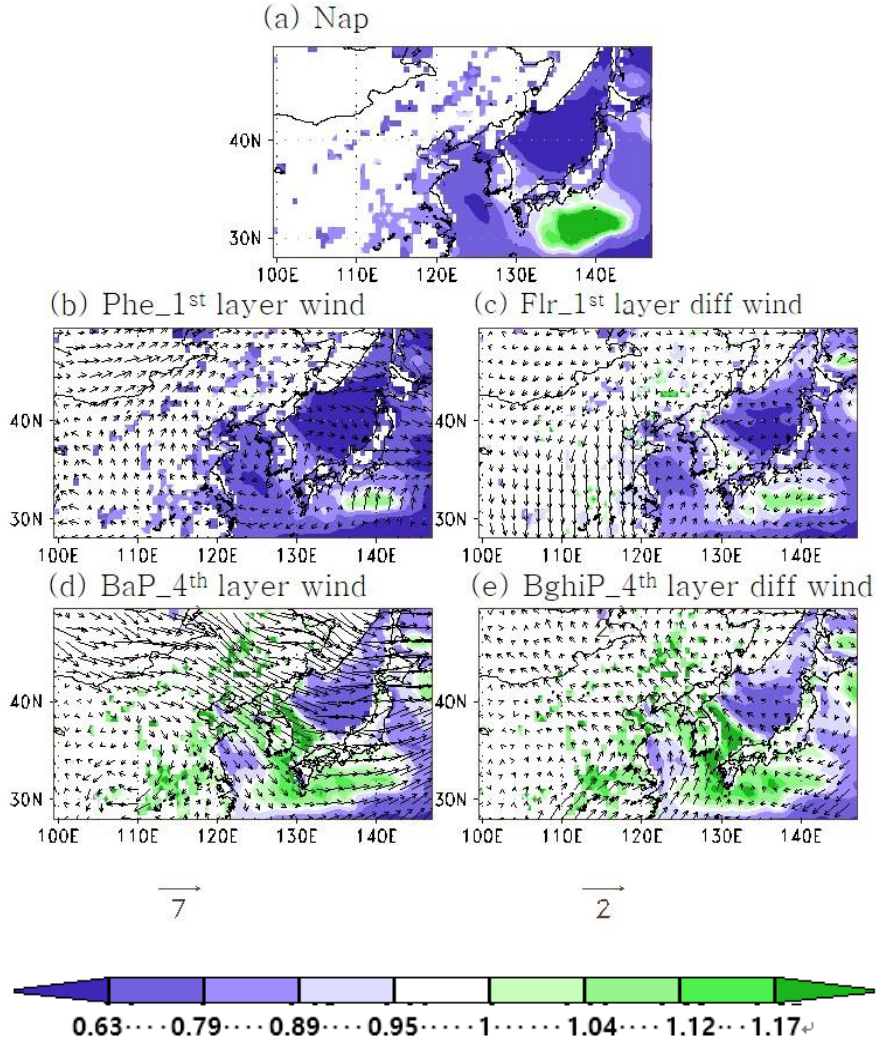
**Table 3–2.** Paired t–test to logarithm concentration between 2011 and 2040 compared to that between 2071 and 2100 in the 90% confidence interval. The numbers mean differences of concentration. No significant difference in gray. The cells in sky blue show significant decreases and cells in red show in significant increases.

(a) In air

	China				South Korea				North Korea				Japan				Ocean			
Layer	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Nap	020	040	056	070	013	032	048	067	017	035	052	069	011	028	047	065	031	055	076	091
Phe	013	023	032	037	009	019	032	039	009	018	030	036	006	018	033	040	024	036	044	046
Flr	002	006	008	008	001	006	011	011	000	005	011	011	000	006	011	011	006	012	013	012
BaP	000	000	001	003	001	000	000	003	001	000	002	000	004	002	004	008	000	000	003	007
BghiP	000	000	000	000	000	001	002	000	001	004	006	004	002	000	000	004	004	001	003	005

(b) In soil, water, sediment

	China			South Korea			North Korea			Japan			Ocean
Media	Soil	Riv.	Sed.	Soil	Riv.	Sed.	Soil	Riv.	Sed.	Soil	Riv.	Sed.	
Nap	021	014	010	026	011	012	034	017	015	025	014	016	011
Phe	017	014	028	021	014	014	020	013	026	024	018	001	018
Flr	007	005	039	011	007	024	008	003	037	015	012	008	008
BaP	000	003	048	000	003	035	000	006	049	002	001	018	001
BghiP	002	004	051	003	004	037	003	006	053	001	000	019	000



**Fig. 3-3.** Increasing in green and decreasing in blue concentration in water of (a) Nap, (b) Phe, (c) Flr, (d) BaP, and (e) BghiP according to climate change (2071–2100) compared to that of 2011–2040. Mean wind vector in 2011–2040 in (b) 1<sup>st</sup> layer and (d) 4<sup>th</sup> layer. The variation of wind vector with climate change (2071–2100) compared to that of 2011–2040 in (c) 1<sup>st</sup> layer and (e) 4<sup>th</sup> layer.

### 3.1.3. 위도별 오염도 변화

다매체 환경에서 Nap, Phe, Flr, BaP, BghiP의 오염도는 기후변화로 인해 변화한다. 이와 관련한 통계 분석 결과에 의하면, 국가별로 변화의 차이는 없었다. 배출량과 환경 조건 때문에 국가별 오염도 분포는 차이가 있지만, 해양에서 특정 지역을 제외하고는 기후변화가 오염도 변화에 미치는 영향이 국가마다 다르지 않다는 사실을 확인하였다. 그러나 기후변화 관점에서 동아시아 지역은 위도에 따라 태양으로부터 받는 에너지가 다르므로 기상변화가 다를 수 있다. 따라서 분석결과의 신뢰성을 높이기 위해 본 논문은 위도(latitude)마다 기상변화의 크기에 따라 달라지는 오염도 변화율의 차이를 물질별로 분석하였다. 같은 방법으로 경도(longitude)에 따라 기후변화의 차이 및 오염도 변화율을 분석한 결과, 차별화된 특징을 발견하기 어려워 본 연구의 분석에서 제외시켰다.

위도는 같으나 경도가 다른 격자들의 오염도 변화율의 평균을 계산하면, 격자마다 배출량차이가 크기 때문에 오염도의 차이를 크게 하는 결과로 연결된다. 한편 배출량에 따른 오염도 변화율의 상관성은 높지 않았다(Table A-6). 그러나 오염도에 따른 변화율의 차이는 대기 4층에서 BaP와 BghiP의 경우 상관계수가  $-0.59$ 로 음의 상관성을 가진다는 사실을 확인하였다(Table A-6). 이러한 사실은 대기 4층에서 BaP와 BghiP의 오염도가 높은 지역에서 오염도 변화율이 낮다는 것을 의미한다. 이러한 특징은 특정 매질에서 일부 물질로 제한된다. 또한 모든 물질과 매질을 대상으로 단순하게

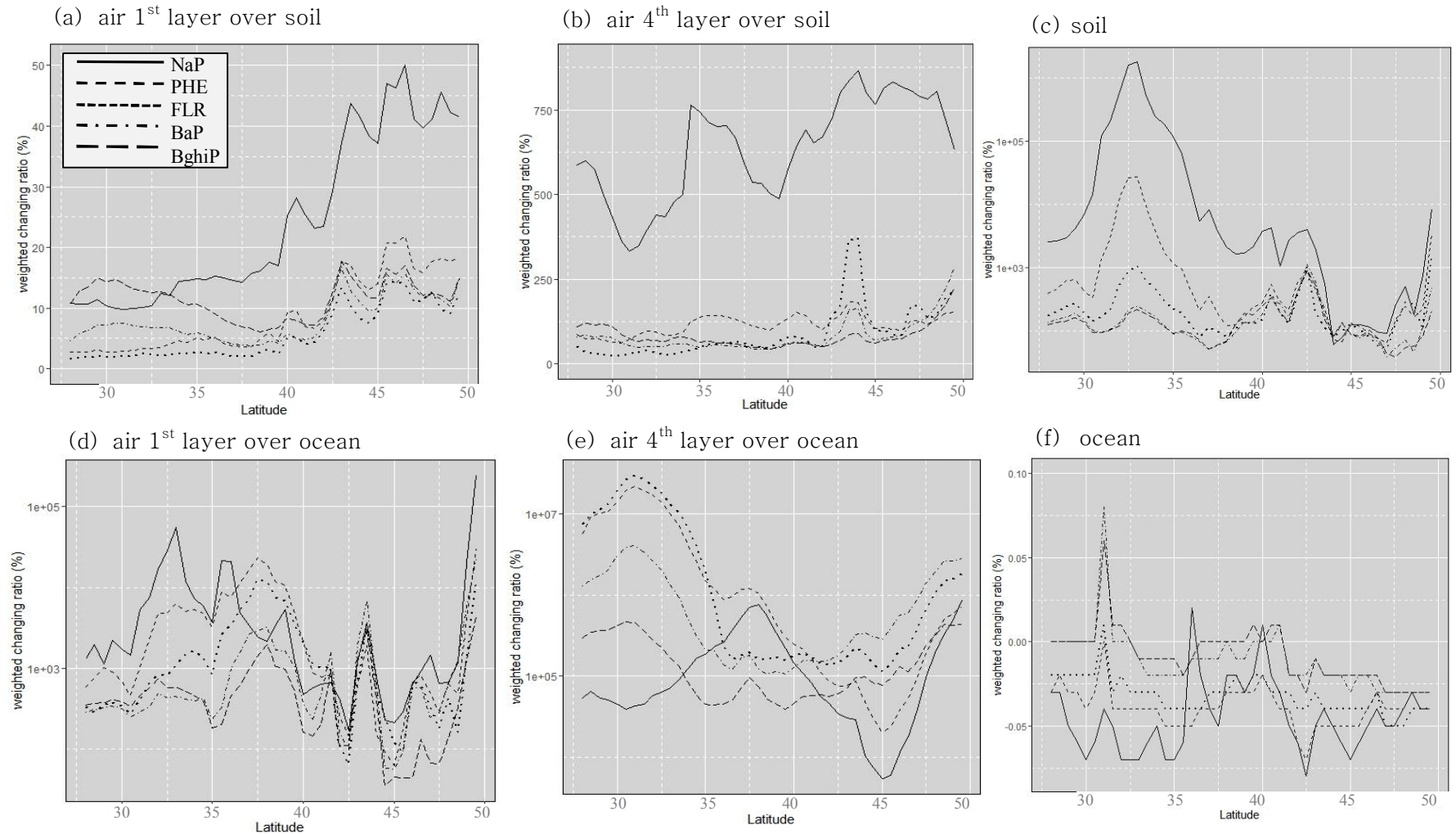
변화율만을 기하 평균하여 비교하는 것은 무리가 있다. 따라서 본 연구에서는 기후변화 마지막 30년의 월별 농도 변화율에 오염물질의 변화량을 가중치로 준 가중 변화율을 계산하였다. 이렇게 계산된 가중 변화율(weighted ratio)은 실제 오염 물질의 양(Changing mass)의 변화가 다른 지역보다 크지만 변화율(Changing ratio) 측면에서는 다른 지역보다 변화율이 낮은 단점을 보완한다.

$$\text{Weighted ratio} = \frac{\text{Changing ratio} \times \text{Changing mass}}{\sum_1^n \text{Changing mass}}$$

가중 변화율은 배출량이 있는 토양 위 대기에서 오염도 변화율과 배출량이 없는 바다 위 대기에서 오염도 변화율로 구분하여 계산되었다(Fig. 3-4). Nap 변화율 범위는 다른 물질과 다르고, 일부 매질에서는 위도에 따라 달라지는 변화율의 증감이 다른 물질과는 반대 성향을 보인다. 그림(Fig. 3-4)에서 유의할 점은 Nap, Phe, Flr은 앞에서 오염도가 감소하는 물질로 설명되었으나 오염도가 증가하는 BaP, BghiP와 같은 양의 값으로 변화율이 제시되었다는 점이다. 이 분석은 오염도 증감의 특징을 설명하기 보다 위도별로 달라지는 기상조건의 변화에 따른 오염도 변화율의 크기 차이를 중점적으로 설명하고자 하였다. 따라서 비교가 쉽도록 음의 부호를 제외하고 같은 양의 스케일로 그림에 제시하였다.

토양 위에 대기 1층에서 오염도 변화율(Fig. 3-4(a))은 다른 매질보다 가중 변화율이 낮고 BaP와 BghiP의 증가율은 북위 40도까지 감소하다가 이후 증가하는 모습을 보인다. 반면에 Nap,

Phe, Flr은 북위 38도 기준으로 5% 이하의 오염도 감소율의 변화를 보이다가 북위 40도 이후로 증가하는 특징을 보인다. 이러한 변화는 위도별 배출량이 다르기 때문에 나타나는 변화로 평가된다. Fig. 3-5를 살펴보면 북위 40도를 기준으로 배출량이 크게 줄어드는데 실제 북위 40도 이상에 있는 지역의 배출량은 급격히 감소하는 것을 확인할 수 있다. 특히 모든 물질에서 북위 42도 전후로 변화율이 크게 증가하며 이와 함께 이 지역에서 배출속도도 급격히 감소한다. 또한 위도가 증가할수록 대기의 온도는 더 크게 증가한다 (Fig. 3-6). 결론적으로 고위도로 갈수록 배출량이 작아지고 온도의 증가는 커짐에 따라 대기에 광분해 반응은 크게 증가하여 오염도의 변화 역시 증가된다. 특히 Nap는 대부분이 대기에 존재하고 매우 큰 광분해 속도를 가지고 있으므로 다른 물질에 비해 위도에 따른 오염도 변화율의 차이가 크다.



**Fig. 3–4.** Mean weighted changing ratios of concentration between 2071 and 2100 compared to that between 2011 and 2040 according to latitude variation over (a) 1<sup>st</sup> layer of air and (b) 4<sup>th</sup> layer of air over soil, (d) 1<sup>st</sup> layer of air and (e) 4<sup>th</sup> layer of air over ocean.

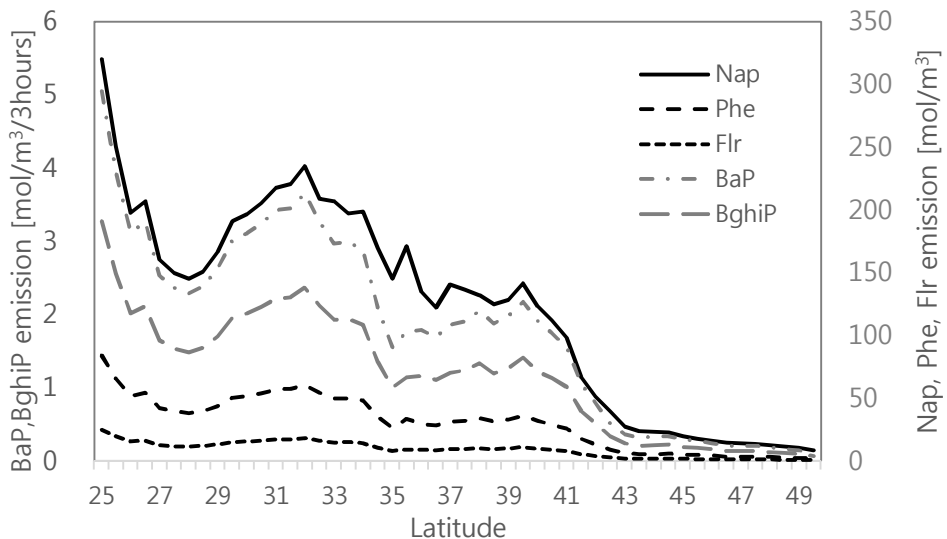


토양 위에 대기 4층에서 오염도 변화율(Fig. 3-4(b))은 고위도로 갈수록 변화율이 증가하고 Nap는 대기 1층과 유사하게 북위 40도 이후로 오염도가 조금씩 증가한다. 그러나 Phe, Flr, BaP, BghiP의 변화율은 북위 45도 이후 지역에서 상승한다. 위도에 따른 변화율 분포는 온도 변화, 강수량 변화, 바람 크기 변화 중에서 바람 크기의 변화와 높은 상관관계를 가진다. 전체 위도에서는 Nap만 상층 바람의 변화 크기와 변화율 간의 높은 상관관계가 존재하는 것으로 나타나지만(Table 3-3), 다른 물질은 북위 45도 이상에서 바람의 변화 크기와 0.82 이상의 높은 상관관계가 나타났다. 위도별 오염도 변화율 분포에서 북위 43도 부근에서는 모든 물질의 변화율이 높게 나타나는데 이 지역에 대한 자세한 분석은 추후 분석할 주제로 남겨둔다.

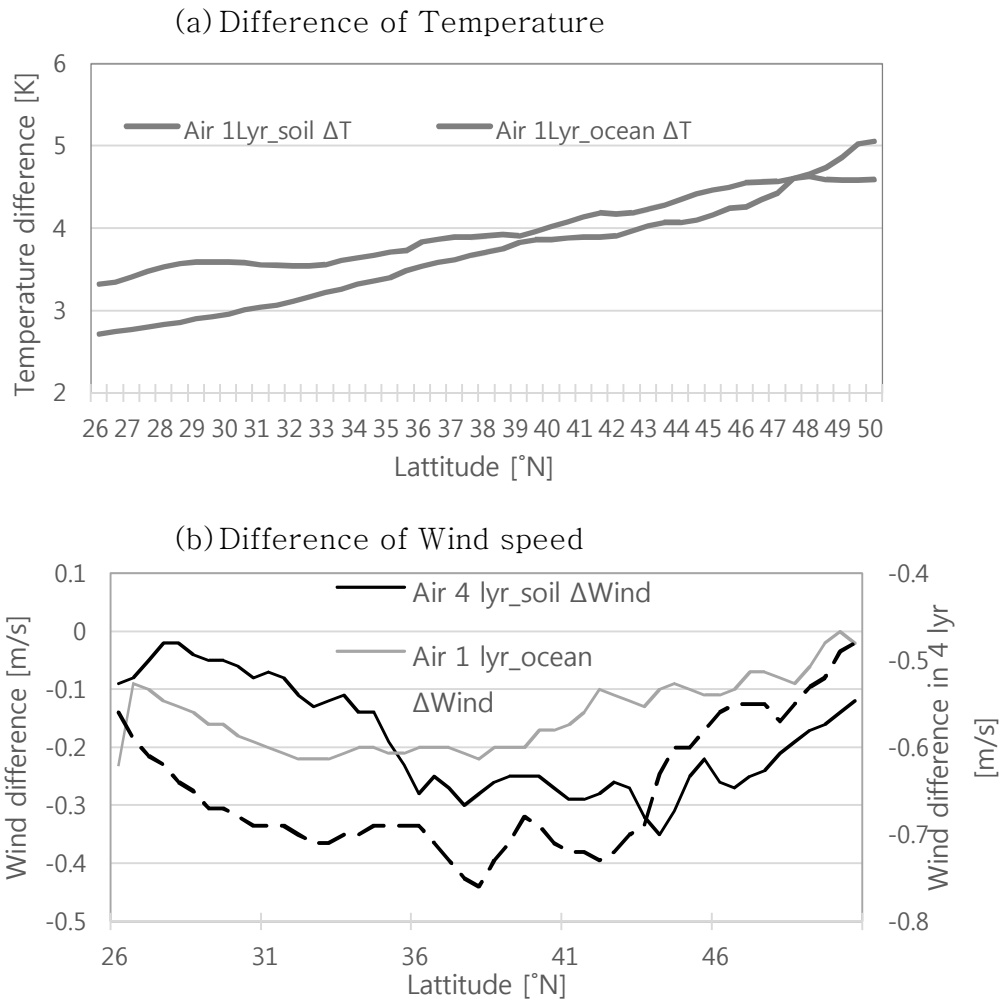
해양 위의 대기 오염도 변화율(Fig. 3-4(d)와 (e))은 토양 위의 대기 오염도 변화율보다 1000배 이상 크고 배출량이 많은 지역과 인접한 해양에서 오염도 변화율이 크다. 해양 위의 대기 4층에서 위도가 증가함에 따라 변화율은 감소하고 북위 45도 부근에서 변화율은 다시 커진다. 따라서 변화율은 상층에서 부는 바람의 크기가 변하는 현상에 기인한다. 전체 위도에서 바람 크기의 변화와 오염도 변화율과의 상관관계는 낮지만(Table 3-3), 북위 45도 이상 지역을 대상으로 계산하면 모든 물질에서 상관계수가 0.78 이상으로 높다. 그러나 북위 25도~37도 사이에 오염도의 변화율의 크기 차이는 Nap와 다른 물질과 구분되고 3.2장에서 물질별 오염도 변

화에서 분석한다. 그러나 구체적인 변화율의 차이에 대한 연구는 민감도 분석 등을 적용한 향후 연구과제로 제시된다.

배출이 있는 토양에서 오염도 변화율(Fig. 3-4(c))은 대기 1층에서 변화율의 분포와 반대이다. 특히 대기에 대부분 존재하고 토양에는 적은 양이 존재하는 가벼운 물질일수록 변화율이 크게 나타났다. 토양에서는 북위 32.5도 부근에서 오염도의 변화율이 크게 변화었는데 대기 4층의 북위 43도 부근과 마찬가지로 추후에 분석이 필요한 지역으로 구분된다.



**Fig. 3-5.** Emission ratio [mol/m<sup>3</sup>/3hours] of Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP according to latitude variation for 3 hours from 2011 to 2100.



**Fig. 3–6.** Difference of (a) temperature and (b) wind speed in the 1<sup>st</sup> and 4<sup>th</sup> layer of air over soil and ocean respectively according to latitude variation between 2011–2040 and 2071–2100. The Y-axis on the left in graph (b) shows the differences of wind speed of 1<sup>st</sup> layer air and Y-axis on the right in graph (b) shows the differences of wind speed of 4<sup>th</sup> layer air over ocean.

**Table 3–3.** Correlation coefficients to changing ratios of air pollution level and meteorological difference by climate change scenario (RCP 8.5) with latitude variation.

Correlation coefficient	Nap	Phe	Flr	BaP	BghiP
1 <sup>st</sup> layer of air over soil					
vs.	0.75	0.63	0.65	0.59	0.52
1 <sup>st</sup> layer diff. temperature					
4 <sup>th</sup> layer of air over soil					
vs.					
4 <sup>th</sup> layer diff. wind speed	0.69	0.41	0.45	0.42	0.42
1 <sup>st</sup> layer of air over ocean					
vs. 1 <sup>st</sup> layer diff. wind speed	0.42	0.56	0.52	0.58	0.63
4 <sup>th</sup> layer of air over ocean					
vs.	0.54	–0.01	–0.17	–0.03	0.09
4 <sup>th</sup> layer diff. wind speed					

결과적으로 Nap를 제외한 나머지 PAHs 4종은 위도별 변화율에서 크기차이는 존재하나 증감의 분포는 유사하였다. 전반적으로 상관계수는 Nap와 다른 물질간에 차이가 발견되었고 직접 배출이 있는 토양의 대기에서 기상 조건에 대한 상관계수가 높게 나타났다. 나머지 Phe, Flr, BaP, BghiP는 북위 40도 이상에서 기상 조건과

높은 상관성(상관계수가 0.7 이상)을 나타냈다.

정리하면, 본 연구는 물질과 매질, 그리고 위도에 따라 배출 속도와 기상 조건과 오염도 변화율의 상관성이 존재함을 확인하였다. 다수의 지역에서 오염물질의 분자량이 작을수록 변화율의 크기가 큰 경우를 확인하였으며 특히 Nap는 변화율의 분포에서 다른 물질과 차이가 있음이 확인되었다. 그리고 변화율이 큰 지역들에 대한 분석은 향후 과제로 남겨졌다.

## 3.2 오염도 변화의 물질별 분석

앞에서 분석한 내용에 따르면, 나라마다 오염도 변화 수준의 차이가 없고 경도 변화에 따른 지역별 오염도 변화도 특징이 없었다. 다만, 위도 변화에 따른 분석 결과를 통해 물질에 따라 변화율의 크기가 달라지는 것이 확인되었고 이들은 물질마다 가진 물성의 차이 때문으로 분석된다.

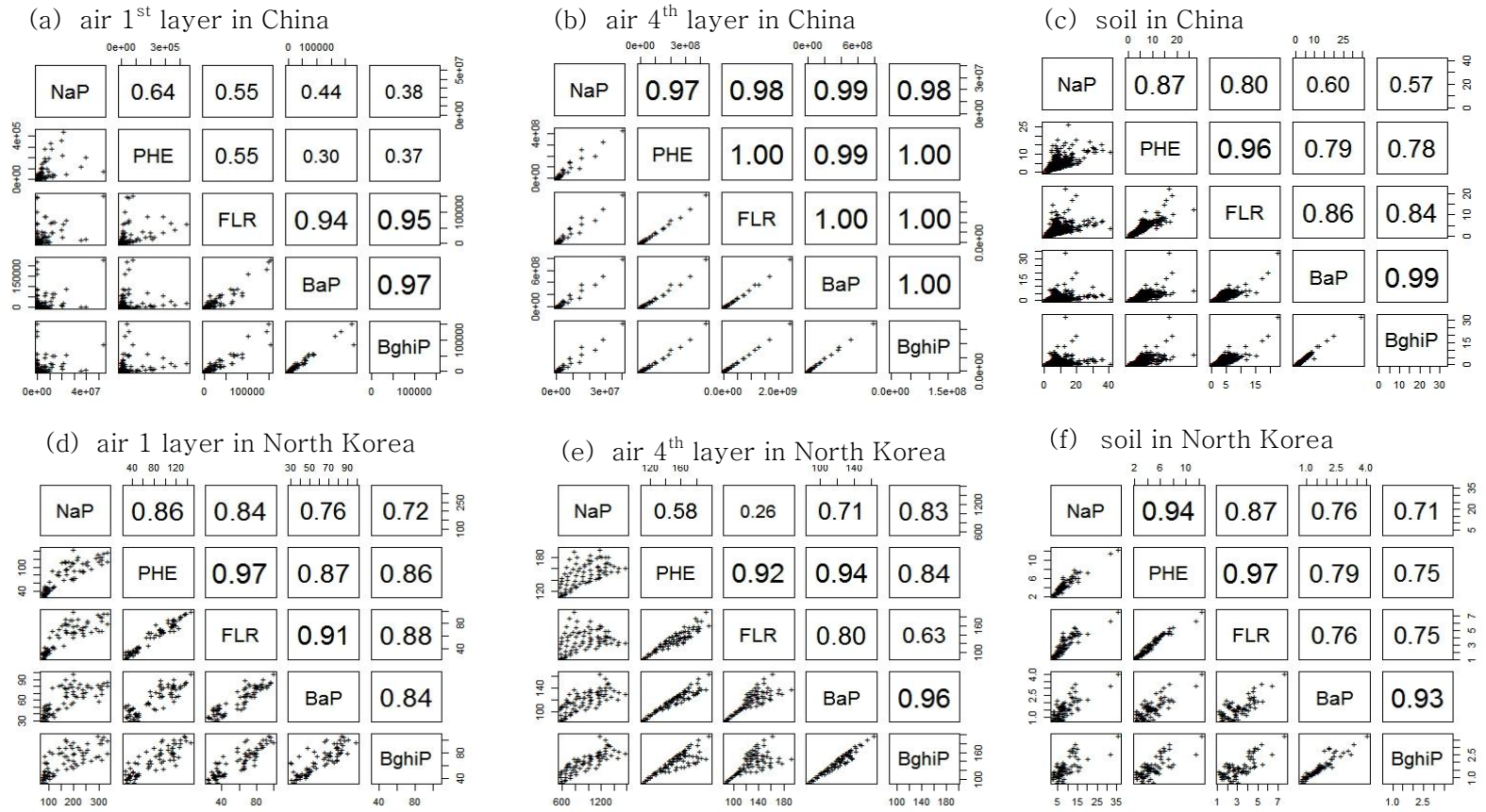
### 3.2.1 물질간 변화율의 상관성

대기 1층의 오염도 변화율의 경우 배출속도를 고려하여 배출 속도가 큰 중국과 그와 인접하면서 배출 속도가 작은 북한 지역이 분석 대상으로 선정되었다. 본 논문은 이들 지역에서 각 물질들의 오염도 변화율이 어떤 상관성을 가지는지에 대해 분석하고자 한다.

전반적으로 인접한 분자량을 가진 물질은 변화율간에 상관

관계가 높게 나타난다(Fig. 3-7). 상층 대기의 물질별 변화율의 상관관계는 중국과 북한에서 다르게 나타났다. 중국에서는 모든 물질간에 상관계수는 0.97 이상으로 높으나 북한에서 Nap는 인접 물질이 아닌 물질(BaP와 BghiP)과 높은 상관관계를 보였다. 대기 4층을 제외하고 대기 1층과 토양의 오염도 변화율의 상관성은 대부분 인접한 물질(분자량의 차이가 가장 적은 물질들)에서 가장 크게 나타났고 분자량의 차이가 클수록 낮은 상관성을 보였다.

또한 중국과 북한 모두, 토양에서 Flr과 BaP의 변화율은 다른 인접한 물질과 낮은 상관성을 갖는데 이들은 분자량 차이가 작지만 수증기압이나 Henry's law constant 등의 물성 차이는 클 것으로 예상된다. 따라서 물성에 따라 기후변화의 영향은 다르기 때문에 각 오염 물질의 환경 중 동태는 같지 않다. 이후 분석에서는 물질에 따라 오염도 변화에 영향을 주는 물성이 어떻게 달라지는지 구체적으로 분석하여 그 결과를 다음 3.2.2장에서 제시하였다.



**Fig. 3–7.** Correlation coefficients and scatter plots of weighted concentration changing ratio compared Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP over (a) – (c) China and (d) – (f) North Korea.

### 3.2.2 대기 오염도 변화의 분석

대기에 남아있는 오염물질의 양은 Nap, Phe, Flr의 경우 6.6~33.8% 감소하였고 BaP, BghiP는 6.6%, 4.5% 증가하였다. 이러한 변화가 발생하는 원인을 동태의 변화 플럭스 통해 분석하였다 (Fig 3-8). 본 논문에서 분석기간 동안의 배출량 변화는 없으므로 표시하지 않았고 나머지 프로세스의 변화만이 본문에서 제시되었다.

$$\text{Changing mass flux [mol]} = \text{Flux}_{2071\sim2100} - \text{Flux}_{2011\sim2040}$$

기후변화로 인해 대기 오염도 변화에 가장 큰 영향을 미치는 프로세스는 Nap, Phe, Fle에서는 분해반응(degradation)이고, BaP와 BghiP은 건식 입자상 침적(dry particle deposition)으로 평가된다.





기후변화로 인해 Nap, Phe, Flr의 분해 반응은 물질에 따라 5.1%, 7.1%, 18% 증가한다. 분해 반응의 증가로 제거되는 오염물질의 양이 증가하여 대기 중에 오염도를 감소시키는 것으로 평가된다. POPsLTEA에서 분해 반응은 광분해 반응으로써, OH radical의 농도와 그와 반응하는 오염물질의 반응속도가 온도의 함수로 되어 있다. 기후변화로 인한 온도의 변화에 따라 분해 반응 속도 상수를 물질별로 나타냈다(Fig. 3-9 (a)). 여기서 광분해 반응은 가스상 오염물질에서 발생하는 동태과정으로 입자상 분배계수의 증감에 따라 가스상 오염물질의 양이 달라진다. 입자상 분배계수 역시 온도의 함수로서 이를 그래프로 제시하였다(Fig. 3-9(b)).

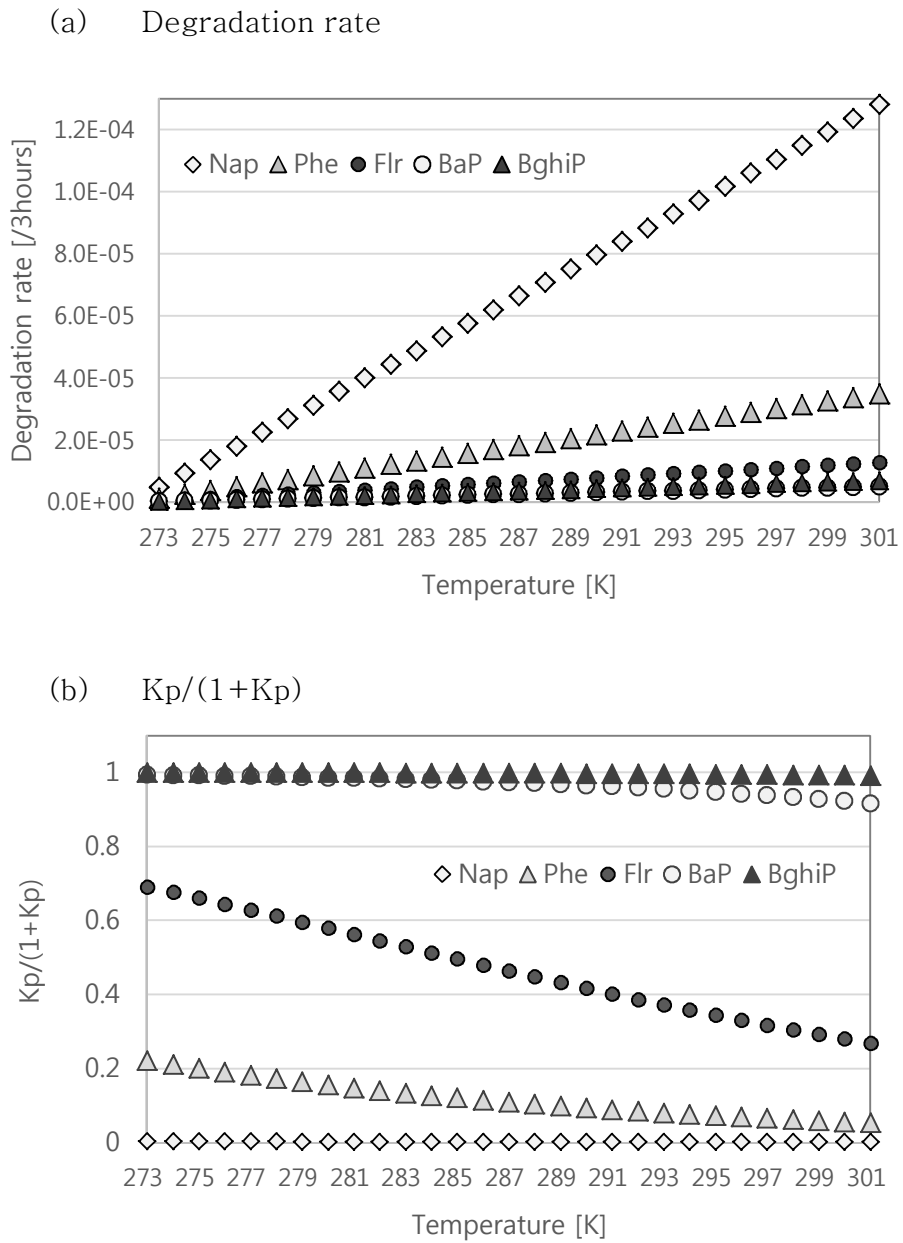
반면에 BaP와 BghiP는 기후변화로 인해 건식 입자상 침적이 6.3%, 2.1% 감소한다. 침적의 감소는 대기에서 다른 매질로 빠져나가는 오염물질의 양이 감소를 의미한다. 본 연구에서는 침적의 감소가 대기의 BaP와 BghiP 오염도를 증가시키는 중요 프로세스로 평가된다. POPsLTEA에서 건식 입자상 침적은 침적 속도와 입자상 오염물질 양의 곱으로 계산된다. 이때 침적 속도는 기상의 변화로 이루어진 함수는 아니지만, 강수 빈도가 증가하면 습식 침적의 증가와 동반하여 건식 침적이 감소한다. 동시에 습식 침적은 증가하게 된다. 실제로 기후변화 전반기와 후반기를 비교하면 강수량의 통계적으로 유의미한 변화는 없지만 강수 빈도는 지역에 따라 평균 9.8% 증가하였다.

Nap와 Phe는 대부분이 가스상 오염물질로 존재하고, 광분

해 반응이 잘 일어나는 물질이다. 기후변화로 인한 온도의 증가는 가스상으로 더 많이 분배되도록 하며, 광분해 반응 속도의 증가는 더 많은 물질이 대기에서 제거되도록 하는 것으로 분석되었다. 본 연구에서 Flr은 지역별 TSP 농도에 따라 차이는 있지만 서울 지역에서는 285K보다 증가하면 가스상으로 더 많이 존재하는 결과를 얻었다. 다른 물질과 마찬가지로 기후변화로 인해 온도증가는 더 많은 Flr이 가스상으로 존재하게 한다. 그리고 증가하는 반응 속도로 인해 더 많은 오염물질이 광분해 반응으로 제거되는 모습을 보인다. 따라서 기후변화로 인해 대기중의 Nap, Phe, Flr은 오염도가 감소한다.

반면에 BaP와 BghiP는 대부분 입자상으로 존재하는데 기후변화로 인한 온도 증가에 따라 입자상으로 분배되는 비율이 감소한다(Fig. 3-9(b)). 특히 BaP이 BghiP보다 입자상 분배계수가 더 크게 감소하여 가스상으로 존재하는 비율이 증가한다. 따라서 온도 증가로 입자상 비율이 더 많이 감소하는 BaP가 건식 입자상 침적과정으로 감소되는 오염물질의 양이 BghiP보다 큰 것으로 분석되었다.

연구결과에 의하면 기후변화로 인해 PAHs의 대기에서 오염도 변화는 가스상으로 분배되는 비율에 따라 중요 동태과정이 달라진다. 가스상으로 많이 분배되는 오염물질은 광분해로 인한 제거 반응이 중요하며 입자상으로 더 많이 존재하는 오염물질은 다른 매질로 이동하는 침적 반응이 중요한 현상으로 평가되었다.



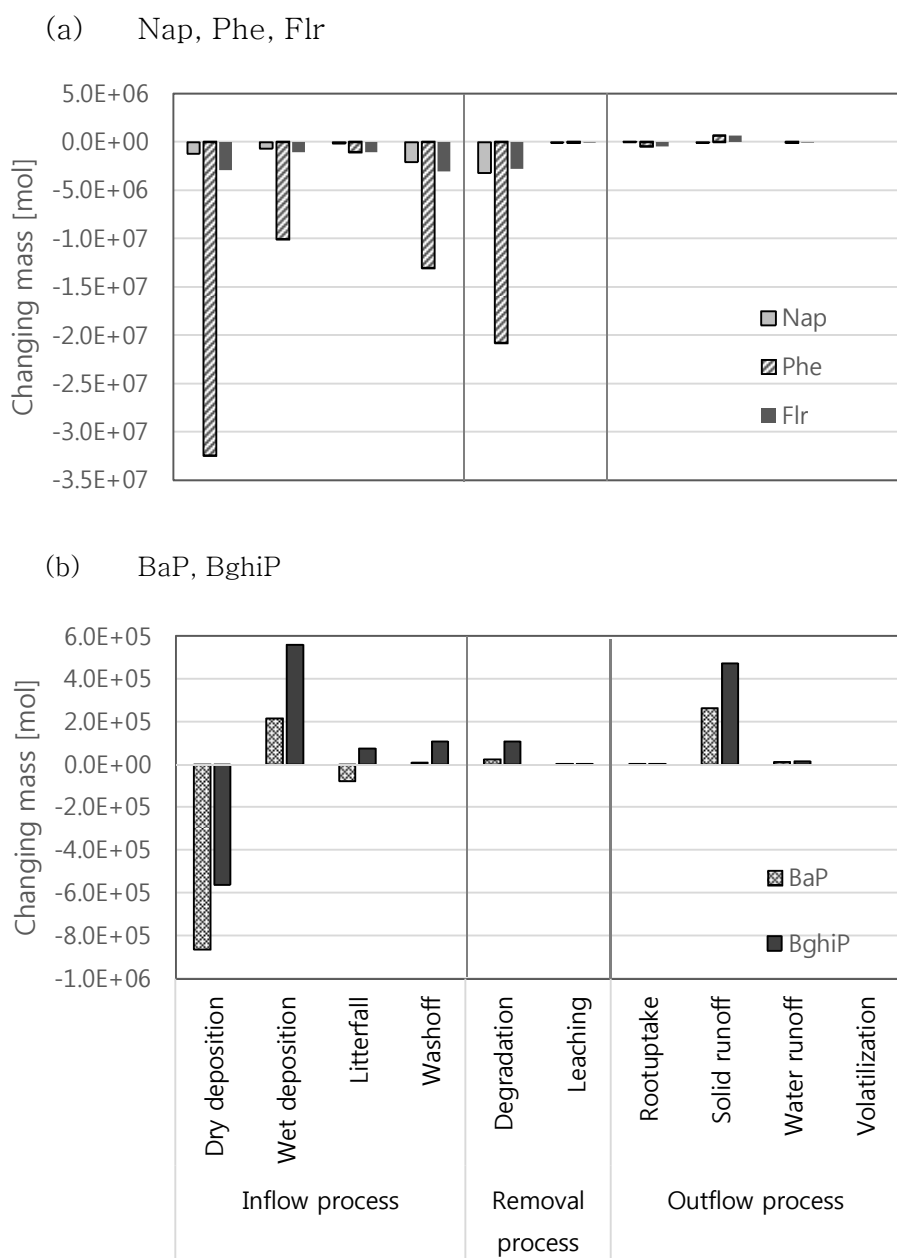
**Fig. 3–9.** Variations of (a) degradation rate and (b) particle partition coefficient ( $K_p/(1+K_p)$ ) in the air with temperature.

### 3.2.3 토양 및 수체 오염도 변화의 분석

토양에 남아있는 오염물질의 양은 Nap, Phe, Flr의 경우 11.4%~31.7% 감소하였고 BaP, BghiP는 각각 0.7%, 2.4% 증가하였다. 이러한 변화가 발생하는 원인을 동태의 변화량을 통해 분석하였다(Fig 3-10). 기후변화로 인해 토양 중 오염도 변화에 가장 큰 영향을 미치는 프로세스는 Nap, Phe, Flr에서는 침적(deposition)과 분해 반응(degradation)이고, BaP와 BghiP은 침적(deposition)과 입자상 지표유출(solid runoff)로 평가된다.

건식 침적과 습식 침적 모두 Nap, Phe, Flr에서는 7.1~26.3% 범위에서 감소한다. 유입량의 감소는 토양 오염도의 감소와 동시에 분해 반응으로 제거되는 오염물질의 양이 19.8~24.8% 감소하는 것으로 분석된다.

BaP와 BghiP에서도 건식 침적은 각각 4.2%, 3.7% 감소하였는데 이것은 대기중의 건식 침적 반응의 플럭스 감소와 일치하는 결과이다. 기후변화로 대기중의 습식 침적은 증가함에 따라 토양으로 유입되는 오염물질이 증가하는 모습을 보인다. 한편 제거 동태 반응인 입자상 지표유출이 BaP, BghiP 각각 75%, 95% 증가하였다. 기후변화로 인해 토양의 유입량 증가가 제거 되는 오염물질의 양의 증가보다 크기 때문에 토양중 오염도는 증가하는 것으로 평가된다.



**Fig. 3–10.** Changing mass flux [mol] of (a) Nap, Phe, and Flr and (b) BaP and BghiP in soil due to climate change.

수체는 대기의 오염도 변화가 빠르게 반영되고, 토양으로부터 지표유출 과정을 통해 영향을 받는다. 수체 중에서도 지표수의 경우는 대기와 토양의 오염도 증감과 유사한 경향을 보인다. 그러나 해양의 경우는 근해와 먼바다의 오염도 변화가 다르다. 근해의 경우는 대기와 토양에서 오염도 변화 경향과 비슷한 반면, 먼바다의 특정지역은 근해와 다른 경향을 보인다. 본 논문에서는 근거를 3.1.3장에서 바람의 영향으로 설명하였다.

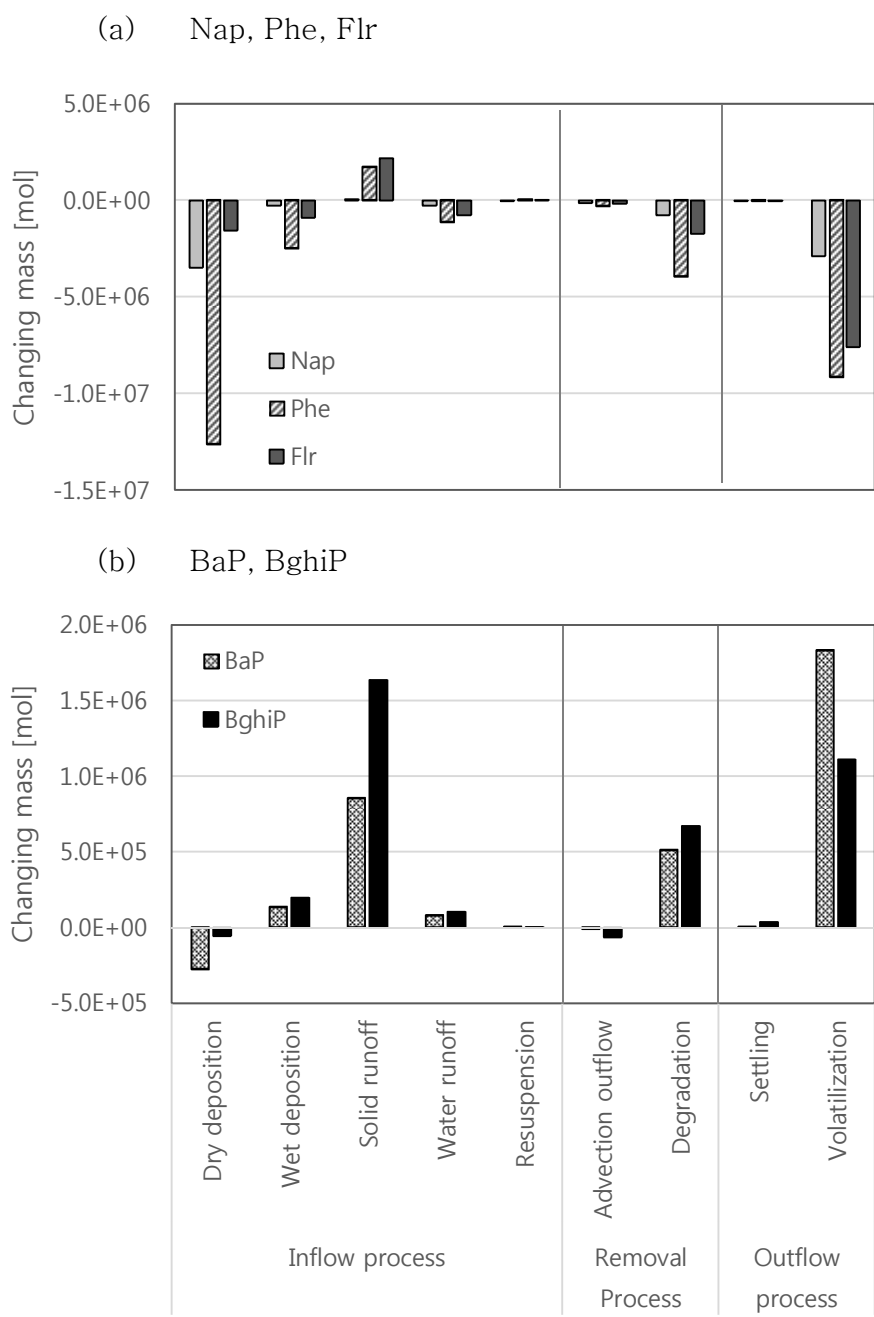
수체의 오염도는 기후변화 후반에 모든 물질이 8.8~37.5% 감소한다. 이는 앞서 분석한 통계분석(3.1.3장)에서 물질별로 농도 변화율이 달라지는 것과 차이를 보인다. 이러한 변화가 발생하는 원인을 동태의 변화량을 통해 분석하였다(Fig 3-11). 기후변화로 인한 오염도 변화에 가장 큰 영향을 미치는 프로세스는 Nap, Phe, Flr에서는 침적(deposition)과 휘발(volatilization)이고, BaP와 BghiP은 토양으로부터의 입자상 지표유출(solid runoff)과 휘발(volatilization)로 평가된다.

건식 침적과 습식 침적 모두 Nap, Phe, Flr에서는 7.1~44.9% 범위로 감소한다. 유입량의 감소는 수체 오염도의 감소와 동시에 분해 반응으로 제거되는 오염물질의 양이 19.8~24.8% 감소하는 것으로 분석된다. 또한 휘발로 수체에서 빠져나가는 오염물질의 양도 기후변화로 줄어드는데 그 원인은 수체 오염도가 감소하기 때문이다.

건식 침적은 BaP와 BghiP에서도 각각 4.2%, 3.7% 감소하

였는데 이것은 대기에서 건식 침적 반응의 플럭스 감소와 일치하는 결과이다. 휘발의 증가로 대기로 더 많은 오염물질이 이동하며 분해 반응으로 제거되는 오염물질도 각각 76.2%, 49.8% 증가한다. 토양으로부터 입자상 지표유출에 의해 유입되는 오염물질의 양이 크게 (57.1%, 98.6%) 증가하지만 수체내에서 제거되거나 다른 매체로 이동하는 오염물질의 양이 훨씬 많기 때문에 오염도는 감소하는 것으로 평가되었다.





**Fig. 3–11.** Changing mass flux [mol] of (a) Nap, Phe, and Flr and (b) BaP and BghiP in water due to climate change.

토양과 수체는 기후변화로 인해 대기로부터 침적의 변화가 가장 크며, 그 다음으로 토양에서 입자상 지표유출(runoff)이 토양과 수체의 오염도 변화에 큰 영향을 준 동태로 평가되었다. 모형에서 반영한 입자상 지표유출은 기상인자와 환경인자와 관련된 수식이다. 환경인자는 기후변화로 바뀌지 않기 때문에 지표유출의 변화량은 기상인자의 변화 때문에 발생하는 것으로 분석할 수 있다. 입자상 지표유출속도에서 고려되는 기상인자는 강수지속시간과 강수량이며, 기후변화로 입자상 지표유출 속도는 크게 증가하였다.

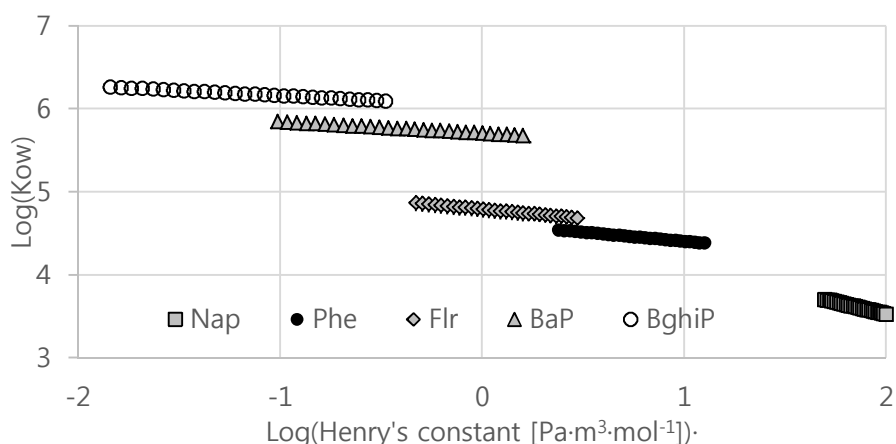
지표유출속도의 변화는 모든 물질에서 동일하게 일어난다. 그러나 물질마다 다른 partition coefficient는 물질간 변화율의 차이를 갖게 한다. 실제로 가벼운 물질에서 용존상 지표유출량이 입자상 지표유출량보다 크다. 그 차이는 기후변화 전반에는 3.5배였으나, 기후변화 후반에는 2.4배로 감소한다. 상대적으로 무거운 물질인 BaP와 BghiP도 같은 기상인자의 변화로 입자상 지표유출속도가 증가하였다. 무거운 물질은 입자상 지표유출량이 용존상 지표유출량보다 크다. 그 차이는 기후변화 전반에는 13배였으나 기후변화 후반에는 19배로 증가하였다.

본 연구에서는 partition coefficient는 Octanol-water coefficient ( $K_{ow}$ )와 헨리 상수(Henry's constant)가 변수로 이루어진 함수를 활용하였다. 이들은 역시 온도의 함수로서 온도 변화에 따른  $\log(K_{ow})$ 와  $\log(\text{Henry's constant})$ 의 관계를 Fig. 3-12에 나타냈다. 같은 온도변화라도 물질마다 헨리 상수의 변이 폭이 다르게 나타난다. Nap는 큰 헨리 상수를 가지고 있어 대기 중으

로 휘발되는 성질이 크다. 기후변화로 인한 온도 증가에 의해 휘발성은 커지고 토양의 오염도는 감소하지만 지표유출속도와 토양에서 입자상으로 분배되는 비율은 증가한다. 그로 인해 토양에서 입자상 지표유출되는 양과 수체로 입자상 유입되는 양이 증가한다.

Phe와 Flr은 유사한 특징이 있는데 그 중 하나가 이들은 모두 높은 헨리 상수를 가지고 있어 대기로 많이 휘발 되는 성질을 갖고 있다는 점이다. 기후변화로 온도가 증가함에 따라 휘발성은 커지고 토양의 오염도는 감소하게 된다. 그러나 지표유출속도와 입자상으로 분배되는 비율은 증가하여 토양에서 입자상 지표유출되는 양과 수체로 입자상 유입되는 양이 증가하는 것으로 분석되었다.

반면에 BaP와 BghiP은 다른 물질들보다 낮은 헨리 상수를 가지고 있다. 즉 대기로 휘발되는 양은 기후변화로 인해 증가하지만 수체와 저토로 유입되는 오염물질의 양에 비해 작은 수준이다. 또한 BaP와 BghiP는 기후변화로 인한 온도 증가가  $\text{Log}(K_{ow})$ 의 증가를 동반하며, 다른 물질에 비해 큰 입자상 지표유출이 크게(76% 이상) 증가하여 용존상 지표유출과의 격차는 증가한다.



**Fig. 3-12.** Relationship of  $\log(\text{Henry's constant} = K_H)$  and  $\log(Kow)$  in the air according to temperature variation.

본 논문에서는 기상의 변화가 물질의 특성에 따라 환경 중 동태 변화를 일으키고, 오염도 변화율의 증감을 야기하는 요인이 됨을 확인하였다. 그리고 물질의 특성에 따라 기후변화의 영향이 달라짐을 확인하였다. 구체적으로 인접한 분자량을 가진 물질끼리 오염도 증감과 동태 변화가 유사하다는 사실을 밝혔다.

기후변화로 인한 오염도 변화율이 유사한 물질들 간에 통계적으로 군집화 가능한지 군집화(clustering) 분석을 실시하였다. 분석 대상은 대기, 토양, 수체에서 물질별로 시기(기후변화 초, 중, 후반)에 따라 오염도 가중 변화율이다(Fig. A-5). 대기 1층에서는 기후변화 후반에 가벼운 물질(Nap, Phe, Flr) 세 개가 군집화되었으나 나머지 물질과 매체에서는 군집화되지 않았다. 분석의 결과를 요약하면, 대기 1층에서 가벼운 물질의 오염도를 제외하고는 오염도 변화율의 증감이 물질과 기간에 따라 유사하고 오염도 변화에 영향을

미치는 중요한 동태 과정이 유사하더라도 통계적으로 같은 군집은 아닌 것으로 평가된다.

### 3.3 분석의 요약

기후변화로 인해 벤젠고리가 2, 3, 4개인 Nap, Phe, Flr은 환경 중 오염도가 감소하고 벤젠고리가 5, 6개인 BaP, BghiP은 오염도가 증가하였다. 이러한 증가는 통계적으로도 유의미한 변화로 분석되었다. 오염도의 변화에서 나라마다 가지는 통계적인 차이는 없었으나 위도 변화에 따라 또는 특정 지역에서 오염도 변화율은 변화하였다. 지역에 따른 오염도의 증감의 차이는 없는 것으로 보아 기후변화의 영향이 물질마다 다르게 나타나는 것은 물성이 다르기 때문에 나타나는 현상으로 해석된다. 변화율의 상관관계 분석에 대하여 오염도 변화율은 분자량의 차이가 적은 물질끼리 상관관계가 높음이 확인되었다. 기후변화로 인한 온도 증가는 물질의 입자상 분배계수를 감소시킨다. 즉, 가스상으로 많이 존재 하는 것들의 변화율을 크게 하는데, 특히 Nap는 vapor pressure와 Henry ' s constant가 5개 대상 물질 중 가장 크므로 기후변화로 인해 Nap의 오염도 변화가 가장 크게 나타났다.

이렇게 물질에 따라 달라지는 기후변화의 영향에 대해 Friedman et al.(2014)은 SRES A1B 기후변화로 인해 2050년에 이르러 휘발의 증가로 가스상으로 많이 존재하는 Phe와 Pyrene의 대기 농도가 약 4% 증가함을 밝혔다. 그리고 입자상으로 많이 존재 하는 BaP는 3% 감소할 것으로 예측하여 본 논문의 결과와 다르다.

Friedman et al.(2014)는 배출량의 영향과 기후변화의 영향을 고려하여 결과를 비교하였다. 그러나 대기에서 일어나는 동태과정만 고려한 연구라는 점에서 본 연구와 차별성을 갖는다. 또한 입력자료로 사용한 기후변화 시나리오 자체가 다르기 때문에 본 연구결과와 해당 연구의 결과를 직접 비교하는 것은 한계가 있다. 이와 같이 다매체를 고려하지 않거나 배출량이 달라지거나 기후변화 시나리오가 달라지면 환경 중 오염도 증감은 달라질 수 있다.

대기에서는 기후변화로 인해 온도가 증가하여 가스상 광분해반응을 증가시킨다. 그 결과, 토양과 수체의 오염도 감소는 휘발로 유입되는 오염물질 양의 감소를 동반하여 대부분 가스상으로 존재하는 가벼운 오염물질의 농도는 감소하게 된다. 반면 대부분 입자상으로 존재하는 무거운 물질(BaP, BghiP)은 가스상으로 분배되는 비율이 증가하여 다른 매질로 이동하는 건식 입자상 침적이 크게 감소한다. 이와 함께 휘발에 의해 유입되는 양은 더욱 크게 증가하기 때문에 오염물질의 농도는 증가하게 된다. 대기의 오염도 변화에 영향을 받는 토양과 수체에서 중요한 동태과정은 침적과 토양에서의 입자상 지표유출(solid runoff)이다. 대기로부터 침적되는 양의 변화가 대기의 농도에 따라 변화되고, 입자상 지표유출은 모든 물질에서 증가한다.

물질마다 오염도 변화를 다르게 하는 중요 물성으로 대기의 경우는 vapor pressure로 설명하였다. 토양과 수체의 경우는 Henry's constant가 변수로 들어간 동태 과정이 물질마다 다른 기후변화의 영향을 설명한다.

## 4. 기후변화로 인한 BaP의 장거리 영향 변화

기후변화로 인한 기상의 변화는 환경 중에 오염물질이 잔류하는 특성과 장거리 이동하는 특성을 변화시킨다. 특히 서쪽으로는 중국, 동쪽으로는 일본 사이에 위치한 우리나라의 지리적 조건으로 주변국가의 영향을 주거나 받는다. 그러므로 기후변화로 인해 오염물질의 장거리 이동의 변화와 주변국가 오염도에 미치는 영향의 변화에 대한 분석은 중요하다.

### 4.1 배출량 제어 실험

다양한 배출량 조건을 입력자료(Table 4-1)로 하여 POPsLTEA를 1956~2100년 기간 동안 시뮬레이션 하였다. 이때 기후변화는 RCP 8.5 시나리오이며 대상 물질은 PAHs 중에서도 대표적인 독성 물질로 알려진 BaP이다. 본 연구결과에 따르면, 기후변화로 인해 오염도가 증가할 것으로 예측된 물질이다.

제시한 실험 조건 중 EAO 실험 결과와 RealEmis 실험 결과를 비교하면 우리나라의 배출량이 실제 우리나라 다매체 환경의 오염도에 기여하는 비율을 알 수 있다. 그리고 나머지 비율은 주변 국가들에서 배출된 BaP에 의해 결정된 오염도라고 할 수 있다. 배출량의 시·공간적 변화 조건은 앞서 기후변화로 인한 오염도 평가에서 사용한 것과 같은 것으로 2013년 이후에 배출량은 일정하고 국가내 지역별 배출량의 편차 역시 앞서 사용된 배출량과 같은 자료이다.

**Table 4-1.** Emission control simulation list

Name	Emission condition
RealEmis	Estimated emission overall area
EA0	Emission only in South Korea and no emission in the others
China0	No emission only in China
Japan0	No emission only in Japan

## 4.2 주변국의 우리나라 오염도 기여도 변화

우리나라 자체 배출량에 의해 오염도가 결정되는 비율은 2011~2040년 기간 동안 각 매질별로 평균 36.3%(대기1층), 0.8%(대기4층), 51.7%(토양), 58.3%(수체)이다(Table 4-2). 배출량의 직접적인 영향을 받는 대기 1층은 오염물질이 이류에 의해 주변 지역으로 빠르게 이동하는 특징 때문에 토양과 물 보다는 자체 배출원의 기여도가 낮았다. 대기 4층에서 오염도는 우리나라만 배출이 있을 때(EA0)의 오염도가 모든 지역에서 배출이 있을 때(RealEmis 실험)보다 오염도가 크게 줄어들어 자체 배출량에 의한 오염도의 형성에 대한 기여도가 가장 낮았다.



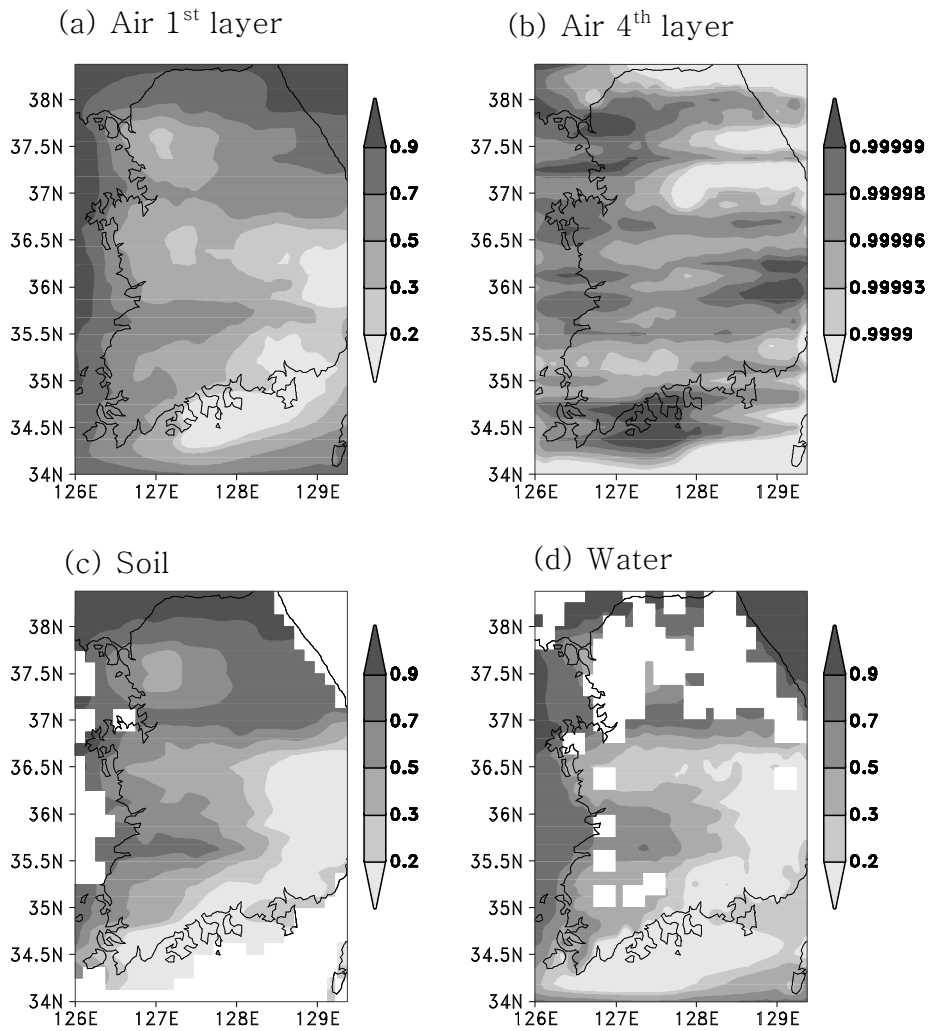
**Table 4-2.** Contribution ratios of South Korea's pollutants level (1<sup>st</sup> and 4<sup>th</sup> layers of air, soil, and water) to South Korea's emission, China's emission, and Japan's emission respectively.

Contribution ratio (%)	South Korea's emission		China's emission		Japan's emission	
	2011-40	2071-100	2011-40	2071-100	2011-40	2071-100
Air 1 <sup>st</sup> layer	36.3	34.1	45.6	49.8	10.1	9.2
Air 4 <sup>th</sup> layer	0.8	0.7	94.9	96.3	0.1	0.1
Soil	51.7	49.5	38.9	47.3	2.6	2.4
Water	58.3	52.1	37.6	45.3	3.8	3.3

2011~2040년 동안 주변국가의 배출이 우리나라 다매체 환경 오염도에 기여하는 비율(*Contribution ratio<sub>neighbor</sub>*)을 대기1층, 대기4층, 토양, 수체에 대해 그림으로 제시하였다(Fig. 4-1).

$$Contribution\ ratio_{neighbor} = 1 - \frac{Concentration_{EA0}}{Concentration_{RealEmis}}$$

전반적으로 대기 1층에서는 서쪽과 북쪽에 가까울수록 주변국가의 기여도가 높다. 반면에 동쪽과 남쪽으로 갈수록 기여도가 낮아지는데 이러한 특징은 토양과 수체에서도 유사하게 평가되었다. 대기 4층의 경우 대기 1층보다 주변 지역 기여도가 훨씬(99% 이상) 높았고 지역별 차이는 0.01% 미만으로 배출량이 많은 중국지역과 가까운 서쪽 지역이 동쪽 지역보다 더 높은 기여율을 보인다.



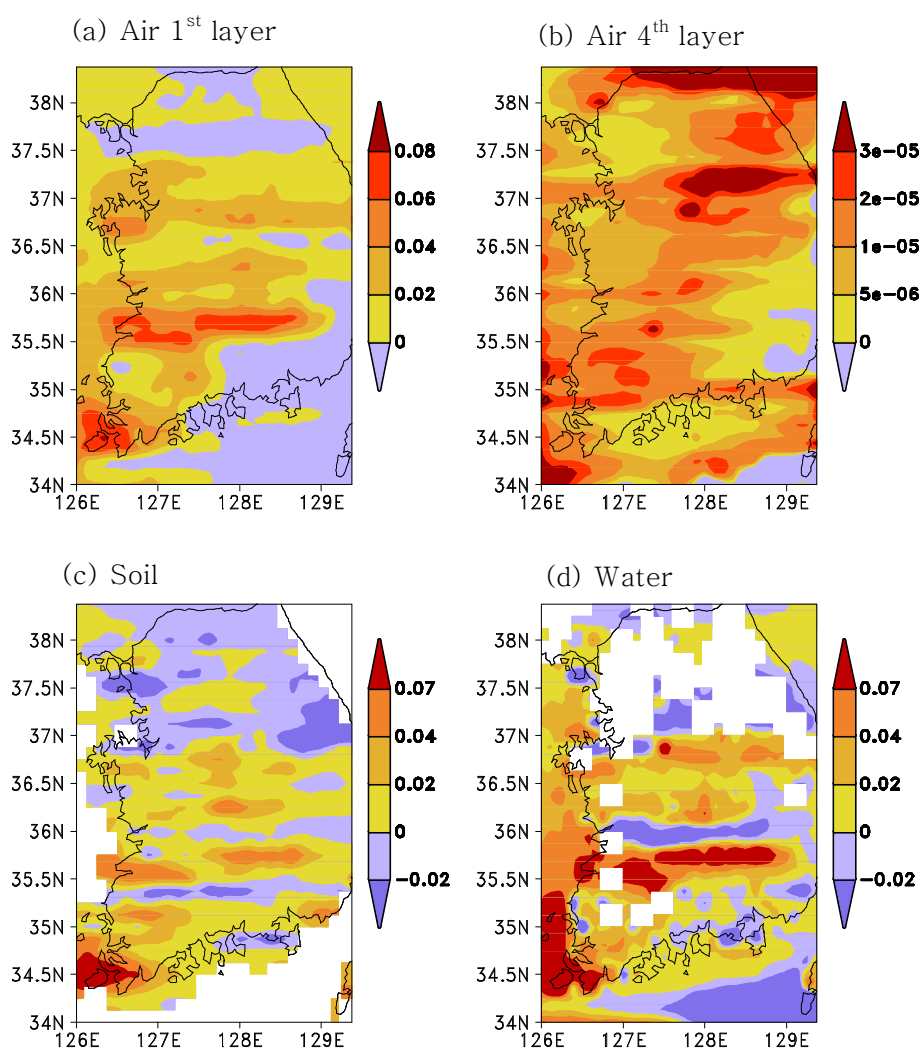
**Fig. 4–1.** Contribution ratio of BaP emission from neighboring countries to pollution level in South Korea from 2011 to 2040.

주변 국가의 배출에 의해 우리나라 오염도가 결정되는 기여도 대부분은 중국에 의한 것으로 특히 대기 4층에서 오염도의 94% 이상은 중국 배출원에 의해 결정될 수 있다(Table 4-2). 이렇게 주변국가의 기여율은 기후변화로 어떻게 변할지 분석하기 위해 2071~2100년 기간 동안의 기여율과 비교하였다. 그 결과 중국 지역의 기여율은 증가하며 일본이 주는 기여도는 변함이 없거나 1% 미만 감소한다. 그리고 배출량의 변화가 없음에도 불구하고 2071~2100년 기간 동안 우리나라의 다매체 오염도에 국내 배출원의 기여도는 기후변화로 인해 0.1~6.2% 감소한다.

우리나라에서 매체별 오염도에 주변 국가의 배출이 기여하는 비율이 기후변화로 인해 얼마나 변하는지에 대해 지역적 분포 변화를 Fig. 4-2에 제시하였다. 앞서 Table 4-2에서 제시한 결과에서 제시한대로 자가 배출의 기여도 감소는 주변 배출원의 기여율 증가와 같은 의미를 가진다. 그래서 우리나라 절반 이상의 면적에서 주변 국가의 배출원 기여율이 증가하였다, 특히 증가하는 지역은 대기의 경우 서쪽과 북쪽 지역이며 동남쪽은 기여도가 감소한다. 그러나 토양에서는 중부와 남부 지역, 서쪽 지역에서의 기여도가 증가하며 동쪽 강원도 일대 지역에서는 주변 국가의 기여도가 감소하였다. 수체에서 기여도 증감 분포는 토양에서 기여도 증감 지역과 비슷하다.

배출량 조절 실험을 통해 주변지역 배출원에 의해 우리나라 오염도를 결정하는 기여도는 모든 매질에서 40% 이상으로 매우 높

다는 사실을 확인하였다. 특히 대기 4층에서는 99% 이상의 오염도가 주변 지역의 BaP 배출에 의해 결정되었다. 기후변화로 인해 자체 배출원의 영향은 더욱 줄어들고 주변 배출원의 영향은 증가하였는데 이것은 중국의 기여도가 증가하기 때문이다.



**Fig. 4–2.** Changing contribution ratio to pollution level in South Korea of 2071–2100 based on the BaP emission from neighboring countries of 2011–2040.

## 5. 결론

### 5.1 결과 요약 및 의의

동아시아 지역에서 PAHs의 동태에 기후변화가 미치는 영향을 분석하고자 다매체 비정상상태 모형을 개발하였다. 기후변화 시나리오(RCP 8.5)를 입력자료로 하여 PAHs 5종(Nap, Phe, Flr, BaP, BghiP)을 대상 물질로 1956년부터 2100년 기간 동안 시물레이션 하였다. 배출량의 변화가 없음에도 불구하고 2011~2040년 기간과 2071~2100년 기간의 오염도는 통계적인 차이가 있었다. 예측결과, 30년 평균 오염도 변화는 Nap, Phe, Flr은 각각 33.8%, 12.2%, 6.6% 감소하였다. 반면 BaP, BghiP)은 오염도가 증가하였다. 이것이 의미하는 바는 현재의 배출량이나 지역적 분포의 변화가 없다 할지라도 기후변화가 다매체 환경의 오염도 변화에 영향을 미친다는 사실이다.

또한, 모형결과 분석을 통해 기후변화의 영향이 물질에 따라 다르기 때문에 오염도 변화의 폭이 다르다는 사실을 밝혀냈다. 가장 크게 오염도가 변화하는 Nap는 분석 대상 물질 중 가장 분자량이 작고 vapor pressure 가 크기 때문에 분해 반응의 큰 증가로 모든 매질에서 오염도가 크게 감소하였다. 반면에 BaP와 BghiP는 분석 대상 물질 중 분자량이 크고 입자상 오염물질로 대부분 존재하는데 기후변화로 건식 입자상 침적이 감소하여 대기에서 오염도가 증가하였다. 즉, 같은 방향족 탄화 수소 물질 그룹에 속하는 물

질들이라도 각각이 가지는 물성의 차이에 따라 기후변화의 영향이 달라지고 오염도 변화도 다르게 나타남을 밝혔다. 이상의 결과들에 의하면 향후 다른 오염물질을 대상으로 기후변화의 영향을 분석함에 있어서 그룹 내 물질 간 기후변화 영향이 다르게 나타날 수 있음을 내포한다.

물질마다 달라지는 기후변화의 영향으로 대기에서는 광분해 반응과 침적이 중요하였으며, 토양과 수체에서는 대기로부터의 침적과 입자상 지표유출 및 휘발이 중요하였다. 기후변화로 인해 대기나 토양, 수체 등의 단일 매체내에서 일어나는 동태 과정의 변화도 중요하지만 본 연구의 플럭스 분석 결과에 의하면, 다른 매질로 이동하는 오염물질의 변화로 인해 매체의 오염도 변화가 결정된다. 이러한 이유로 기후변화와 관련된 오염물질의 동태 변화 연구에서는 다매체를 고려하는 것이 매우 중요함을 확인하였다.

기후변화로 인한 우리나라 오염도에 미치는 주변 국가의 기여도 변화를 살펴본 결과, 우리나라 대기 4층에서 BaP의 오염도는 99% 이상이 주변 국가에서 배출된 오염물질이 유입된 것이다. 그 중에서도 일본 보다는 중국의 영향이 대부분을 차지하고 기후변화로 인해 중국의 기여율 증가가 예상된다. 따라서 RCP 8.5 시나리오와 유사한 수준의 기상 변화가 일어나면 우리나라의 오염도는 주변 국가의 배출량 변화로 인한 영향이 증가한다는 사실을 예측하였다. 또한 중국의 배출량 변화는 곧 우리나라의 다매체 환경의 오염도 변화를 일으키기 때문에 국가간 협력으로 배출량을 줄이는 것이 기

후변화 조건에서는 매우 중요한 정책으로 예상된다.

## 5.2 연구 한계 및 향후 연구 방향

본 연구에서 개발된 모형은 동아시아 지역에서 위성자료로 관측된 자료를 재생산한 환경 입력자료와 에너지 사용량과 GDP 변화 등을 근거로 추정된 배출량 자료를 사용하였다. 그러나 수체와 해양에서 부피 변화와 유속 및 해류 자료의 한계와 동태의 이해 및 이론의 부족으로 단순하게 반영하였다. 이후에 수체나 식생 변화와 관련한 모형의 접합이나 다른 연구 결과로 생산된 입력자료를 반영할 필요가 있다.

그러나 본 연구에서 개발된 모형은 동아시아 지역의 다매체 dynamic 모형으로 신뢰도를 확보하였고 기후변화 시나리오(RCP)를 반영한 결과를 정량적으로 분석하였다는 사실에 큰 의의를 가진다. 본 논문에는 다루지 못한 분석들(오염도 변화가 큰 지역, 계절에 따른 기후변화의 영향의 변화 분석, BaP 이외의 다른 PAHs의 장거리 영향의 비교 분석, 다양한 기후변화 시나리오를 반영하여 결과를 비교 분석, VOCs 등의 물질 확장 등)에 대한 연구를 추후에 진행할 계획이다.

본 연구에서는 기후변화로 인한 기상의 변화가 오염도에 미치는 영향을 보는데 목적을 둔다. 그러나 장기적인 기상의 변화는 토지 이용도의 변화를 가져오고 연료 소비량의 변화나 사용 연료의 변화 등으로 인한 배출량 자체가 달라 질 수 있다. 다양한 가정에



따른 시나리오로 토지이용도 및 배출량 변화들을 POPsLTEA에 적용할 수 있다. 본 연구와 마찬가지로 이러한 변화들을 독립적으로 또는 복합적으로 적용하여 그 결과를 분석하는 것은, 미래에 일어날지 모르는 다양한 변화에 따른 환경의 변화에 대비할 수 있도록 방향성을 제시할 수 있기 때문에 그 의의가 크다.

종합적으로, 연구의 결과는 미래에 일어날 기후변화가 오염물질의 동태에 어떤 영향을 줄 수 있으며 환경 조건의 변화에서 오염물질의 동태가 어떻게 달라 질것인지 정량적인 예측을 통해 미래 환경정책 수립에 활용할 수 있다. 본 연구 대상지역의 지리적 특성상 동아시아 지역에서 특정 국가에서 일어난 배출이 주변국가에 미치는 영향을 평가 가능하며 이것은 향후 국가간 배출 규제를 하기 위한 과학적 기초자료로 제시할 수 있는 가능성을 가지고 있다.

## 참 고 문 헌

- 한국환경기술진흥원, 2004. 도시·산단 지역의 통합 환경 관리를 위한 수용체 중심의 위해도 분석 시스템 개발·적용 연구 II.
- Amell, N.W., Halliday, S.J., Battarbee, R.W., Skeffington, R.A., Wade, A.J., 2015. The implications of climate change for the water environment in England. *Prog. Phys. Geog.* 39, 93–120.
- Ashworth, R.A., Howe, G.B., Mullins, M.E., Rogers, T.N., 1988. Air–water partitioning coefficients of organics in dilute aqueous solutions. *J. Hazard. Mater.* 18, 25–36.
- Bartley, R., Roth, C., Ludwig, J., McJannet, D., Liedloff, A., Corfield, J., Hawdon, A., Abbott, B., 2006. Runoff and erosion from Australia's tropical semi–arid rangelands: influence of ground cover for differing space and time scales. *Hydro. Proc.*, 20(15). 3317–3333.
- Berg, B., Laskowski, R., 2005. Litter fall. *Adv. Ecol. Res.* 38, 19–71.
- Beyer A., Wania F, Gouin T, Mackay D, Matthies M. 2003. Temperature Dependence of the Characteristic Travel Distance. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 766–771.
- Beyer A., Mackay, D., Matthies, M., Wania, F., Webster, E., 2000. Assessing Long–range transport potential of Persistent Organic Pollutants. *Environ. Ci. Techno.*, 34, 699–703.
- Brandes, L.J., Hollander, H.D., 1996. SimpleBox2.0: a nested multimedia fate model for evaluating the environmental fate of chemicals. RIVM Rapport 719101029.
- Brigges, G.G., Bromilow, R.H., Evans, A.A., Williams, M., 1983. Relationships between lipophilicity and the distribution of non–ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots. *Pesticide Science*, 14(5), 492–500.
- Brutsaert, W., 1975. The roughness length for water vapor sensible heat, and other scalars. *J. Atmos. Sci.* 32, 2028–2031.
- Brutsaert, W., Jirka, G.H., 2013. Gas transfer at water surfaces. Second ed. Springer Science & Business Media, New York.
- Cai, J.J., Song, J.H., Lee, Y., Lee, D.S., 2014. Assessment of climate change impact on the fates of polycyclic aromatic

- hydrocarbons in the multimedia environment based on model prediction. *Sci. Total Environ.* 470, 1526–1536.
- Chang, K.F., Fang, G.C., Chen, J.C., Wu, Y.S., 2006. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Asia: A review from 1999 to 2004. *Env. Poll.*, 142, 388–396.
- Cohen, Y., Tsai, W., Chetty, S.L., Mayer, G.J., 1990. Dynamic partitioning of organic chemicals in regional environments: a multimedia screening–level modeling approach. *Environ. Sci. Technol.* 24, 1549–1558.
- Cohen, Y., 1986. Intermedia transport modeling in multimedia systems, In *Pollutants in a Multimedia Environment*. Plenum Press, NY, USA, 1986
- Dalla, V.M, Codato, E., Marcomini, A., 2007. Climate change influence on POPs distribution and fate: A case study. *Chemosphere*. 67, 1287–1295.
- Davies, A.M., 1985. Three dimensional modal model of wind induced flow in a sea region. *Prog. in Oceanography*. 15(2). 71–128.
- Deinum, G., Baart, A.C., Bakker, D.J., Duyzer, J.H., Dick Van Den Gout, K., 1995, The influence of uptake by leaves on atmospheric deposition of vapor phase organics. 29(9), 997–1005.
- Demographia World Urban Areas, 2014. 11<sup>th</sup> ed. Demographia. [www.demographia.com/db-worldua.pdf](http://www.demographia.com/db-worldua.pdf) (accessed 14.10.02)
- Devillers, J., Bintein, S., Karcher, W., 1995. CHEMFRANCE: a regional level III fugacity model applied to France. *Chemosphere* 30, 457–476.
- Earnshaw, M.R., Jones, K.C., Sweetman, A.J., 2015. A first European scale multimedia fate modelling of BDE–209 from 1970 to 2020. *Environ. Int.* 74, 71–81.
- EMEP, 2002. Trends and intercontinental transport of photo oxidants, particles and their precursors across the Northern hemisphere (observations, models, policy implications). Papers from the BMU/UBA–USEPA–EMEP Workshop held in Bad Breisig, Germany on 7–9 October 2002.
- EMEP/MSCE, 1996. REGIONAL MODELS LPMOD AND ASIMD. ALGORITHMS, PARAMETERIZATION AND RESULTS OF

APPLICATION TO PB AND CD IN EUROPE SCALE FOR  
1990. EMEP/MSCE report 9/96.

- Ekman, V.W., 1905. On the influence of the earth's rotation on ocean currents. *Ark. Mat. Astron. Fys.* 2(11). 1-52.
- Fenner, K., Scheringer, M., Macleod, M., Matthies, Mckone, T., Stroebe, M., Beyer, A., Bonnell, M., 2005. Comparing Estimates of Persistence and Long-Range Transport Potential among Multimedia Models. *Environ. Sci. Technol.* 39(7), 1932-1942.
- Fernandez, M., Friedlander, S.K., 1982. Aerosol and gas deposition to fully rough surfaces: Filtration model for blade-shaped elements. *Int. J. Heat and Mass Tran.*, 25(11), 1725-1535.
- Franklin, James, 2006. Long-Range Transport of Chemicals in the Environment. Euro Chlor SCIENCE DOSSIER.
- Friedman, C.L., Zhang, Y., Selin, N.E., 2014. Climate change and emissions impacts on atmospheric PAH transport to the Arctic. *Environ. Sci. Techno.*, 48, 429-437.
- Fu, B.J., Zhao, W.W., Chen, L.D., Zhang, Q.J., Lu, Y.H., Gulinck, H., Poesen, J., 2005. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the Loess Plateau of China. *Land Degradation & Development*, 16(1), 73-85.
- Garrison, Tom, 2012. Essentials of oceanography. Belmont, CA.
- Gheith, H., Sultan, M., 2002. Construction of a hydrologic model for estimating Wadi runoff and groundwater recharge in the Eastern Desert, Egypt. *J. Hydro.*, 263. 36-55.
- Gill, A.E. 1982. Atmosphere-Ocean Dynamics.
- Grell, G. A., Dudhia, J., & Stauffer, D. R. 1994. A description of the fifth-generation Penn State/NCAR mesoscale model (MM5). NCAR Technical Note.
- Gusev, A., Mantseva, E., Shatalov, V., Strukov, B., 2005. Regional multi compartment model MSCE-POP EMEP/MSC-E Technical Report 5/2005.
- Gusev, A., MacLeod, M., Bartlett, P., 2012. Intercontinental transport of persistent organic pollutants: a review of key findings and

- recommendations of the task force on hemispheric transport of air pollutants and directions for future research. *Atmos. Pollution Res.* 3, 463–465.
- Hansen, K.M., Christensen, J.H., Geels, C., Silver, J.D., Brandt, J., 2015. Modelling the impact of climate change on the atmospheric transport and the fate of persistent organic pollutants in the Arctic. *Atmos. Chem. Phys.* 15, 6549–6559.
- Harley, C.D., Randall Hughes, A., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J., Thornber, C.S., et al., 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecol. Lett.* 9, 228–241.
- Hauck, M., Huijbregts, M.A., Armitage, J.M., Cousins, I.T., Ragas, A.M., van de Meent, D., 2008. Model and input uncertainty in multi-media fate modeling: benzo [a] pyrene concentrations in Europe. *Chemosphere* 72, 959–967.
- Hayduk, W., Laudie, H., 1974. Prediction of diffusion coefficients for nonelectrolytes in dilute aqueous solutions. *AIChE Journal*, 20(3), 611–615.,
- IGBP–MODIS land cover.  
[http://webmap.ornl.gov/wcsdown/dataset.jsp?ds\\_id=10004/](http://webmap.ornl.gov/wcsdown/dataset.jsp?ds_id=10004/)
- Inomata, Y., Kanjino, ., Sato, K., Ohara, T., Kurokawa, J.I., Ueda, H., Tang, N., Hayakawa, K., Ohizumi, T., Akimoto, J., 2012. Emission and Atmospheric Transport of Particulate PAHs in Northeast Asia. *Environ. Sci. Technol.* 24, 4941–4949.
- Isnard, P., Lambert, S., 1988. Estimating Bioconcentration factors from Octanol=water partition coefficient and Aqueous solubility. *Chemosphere*, 17(1), 21–34.
- Jacobson, M.Z., 2005. Fundamentals of atmospheric modeling, second ed. CAMBRIDGE University Press, New York.
- Kallenborn, R., Halsall, C., Dellong, M., Carlsson, P., 2012. The influence of climate change on the global distribution and fate processes of anthropogenic persistent organic pollutants. *J. Environ. Monitor.* 14, 2854–2869.
- Karickhoff, S.W. 1984. Organic pollutant sorption in aquatic system. *J. Hydra. Engin.* 110, 707–735.
- Lamon, L., von Waldow, H., MacLeod, M., Scheringer, M., Marcomini, A., Hungerbühler, K., 2009. Modeling the global levels and

- distribution of polychlorinated biphenyls in air under a climate change scenario. *Environ. Sci. Technol.* 43, 5818–5824.
- Liagkouridis, I., Cousins, A. P., & Cousins, I. T., 2015. Physical–chemical properties and evaluative fate modelling of ‘emerging’ and ‘novel’ brominated and organophosphorus flame retardants in the indoor and outdoor environment. *Sci. Total Environ.* 524, 416–426.
- Lang, C., Tao, S., Liu, W., Zhang, Y., Simonich, S., 2008, Atmospheric Transport and outflow of polycyclic aromatic hydrocarbons from China, *Environ. Sci., Technol.*, 42, 5196–5201
- Liang, X.–Z., Kunkel, K.E., Samel, A.N., 2001. Development of a regional climate model for US Midwest applications. Part I: Sensitivity to buffer zone treatment. *J. Climate* 14, 4363–4378.
- Liu, S., Lu, Y., Wang, T., Xie, S., Jones, K.C., Sweetman, A.J., 2014. Using gridded multimedia model to simulate spatial fate of Benzo [*a*] pyrene on regional scale. *Environ. Int.* 63, 53–63.
- Macdonald, R.W., Mackay, D., Li, Y.–F., Hickie, B., 2003. How will global climate change affect risks from long–range transport of persistent organic pollutants? *Hum. Ecol. Risk Assess.* 9, 643–660.
- Mackay, D., 2001. Multimedia environmental models: the fugacity approach. CRC press, Boca Raton.
- Mackay, D., Shiu, W.Y., Ma, K.C., 1992. Illustrated Handbook of Physical–chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals: Polynuclear aromatic hydrocarbons, polychlorinated dioxins, and debenzofurans. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Mackay, D., Paterson, S., 1991. Evaluating the multimedia fate of organic chemicals: a level III fugacity model. *Environ. Sci. Technol.* 25, 427–436.
- Mackay, D., Yeun, A.T., 1983. Mass transfer coefficient correlations for volatilization of organic solutes from water. *Environ. Sci. Technol.* 17, 211–217.
- MacLeod, M., von Waldow, H., Tay, P., Armitage, J.M.,

- Wöhrnschimmel, H., Riley, W.J., et al., 2011. BETR global—A geographically—explicit global—scale multimedia contaminant fate model. *Environ. Pollut.* 159, 1442–1445.
- MacLeod, M., Riley, W.J., McKone, T.E., 2005. Assessing the influence of climate variability on atmospheric concentrations of polychlorinated biphenyls using a global—scale mass balance model (BETR—Global). *Environ. Sci. Technol.* 39, 6749–6756.
- MacLeod, M., Woodfine, D.G., Mackay, D., McKone, T., Bennett, D., Maddalena, R., 2001. BETR North America: a regionally segmented multimedia contaminant fate model for North America. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 8, 156–163.
- Marquès, M., Mari, M., Audí—Miró, C., Sierra, J., Soler, A., Nadal, M., Domingo, J.L., 2016. Climate change impact on the PAH photodegradation in soils: Characterization and metabolites identification. *Environ. Int.* 89–90, 155–165.
- McCune, D.C., Lauver, T.L., 1985. Experimental modeling of the interaction of wet and dry deposition on conifers. In *Aerosols: Research, Risk Assessment and Control Strategies*, Proc. 2<sup>nd</sup> US—Dutch Int. Symposium. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Monin A.S. and Obukhov A.M. 1954. ‘Osnovnye zakonomernosti turbulentnogo peremeshivaniya v prizemnom sloye atmosfery (Basic Laws of Turbulent Mixing in the Atmosphere Near the Ground)’ . *Trudy geofiz. inst. AN SSSR* 24(151): 163–187.
- Munk, W.H., 1950. ON THE WIND—DRIVEN OCEAN CIRCULATION. *J. Meteo.*, 7(2), 79–93.
- Nadal, M., Marquès, M., Mari, M., Domingo, J.L., 2015. Climate change and environmental concentrations of POPs: A review. *Environ. Res.* 143, 177–185.
- Nadal, M., Wargent, J. J., Jones, K. C., Paul, N. D., Schuhmacher, M., Domingo, J. L., 2006. Influence of UV—B radiation and temperature on photodegradation of PAHs: preliminary results. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 55(3), 241–252.
- Nix, S.J., 1994. *Urban stormwater modeling and simulation*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Novotny, V., H., Sung, R.B., Baum, J., 1985. *Estimating nonpoint*

- pollution from small urban watersheds. *J. Water Pollut. Control Fed.* 57(4), 339 –348.
- Noyes, P.D., McElwee, M.K., Miller, H.D., Clark, B.W., Van Tiem, L.A., Walcott, K.C., et al., 2009. The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. *Environ. Int.* 35, 971–986.
- OSCAR. [http://www.oscar.noaa.gov/datadisplay/oscar\\_datadownload.php/](http://www.oscar.noaa.gov/datadisplay/oscar_datadownload.php/).
- OSPAR. <http://www.ospar.org/>.
- Paasivirta, J., Sinkkonen, S., Mikkelsen, P., Rantio, T., Wania, F., 1999. Estimation of vapor pressures, solubilities and Henry's law constants of selected persistent organic pollutants as functions of temperature. *Chemosphere*, 39(5), 811–832.
- Pankow, J. F. 1988. The calculated effects of non-exchangeable material on the gas-particle distributions of organic compounds. *Atmos. Environ.*, 22(7), 1405–1409.
- Pankow, J. F. 1987. Review and comparative analysis of the theories on partitioning between the gas and aerosol particulate phases in the atmosphere. *Atmos. Environ.* 21, 2275–2283.
- Paterson, S., Mackay, D., McFarlane, C., 1994. A model of organic chemical uptake by plants from soil and the atmosphere. *Enviro. Sci. Technol.* 28, 2259–2266.
- Paterson, I.C., Charnley, A.K., Cooper, R.M., Clarkson, J.M., 1994. Partial characterization of specific inducers of a cuticle-degrading protease from the insect pathogenic fungus *Metarhizium anisopliae*. *Microbiology* 140, 3153–3159.
- Reid, R.C.; Prausnitz, J.M. ; Poling, B.E. 1987. The properties of gases and liquids. McGraw Hill Book Co., New York
- Riederer, M., 1990. Estimating partitioning and transport of organic chemicals in the foliage/atmosphere system: discussion of a fugacity-based model. *Environ. Sci. Technol.*, 24(6). 829–837..
- Romkens, M.J.M., Young, R.A., Poesen, J.W.A., McCool, D.K., El-Swaify, S.A., Bradford, J.M., 1962. Ch3. Soil Erodability



factor(K).

- Rossi, M.J., Ares, J.O., 2012. Estimation of overland flow metrics at semiarid condition: Patagonian Monte. *Hydro. Earth Sys. Sci. Discussions*. 9(5). 5837–5869.
- Ryan, P., Cohen, Y., 1986. Multimedia transport of particle-bound organics: benzo (a) pyrene test case. *Chemosphere* 15, 21–47.
- Schiedek, D., Sundelin, B., Readman, J.W., Macdonald, R.W., 2007. Interactions between climate change and contaminants. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 1845–1856.
- Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M., Imboden, D.M., 2005. *Environmental Organic Chemistry*: Wiley, New Jersey.
- Sehili, A.M., Lammel, G., 2007. Global fate and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons emitted from Europe and Russia. *Atmos. Env.*, 41. 8301–8315.
- Sehmel, G., 1979. Model predictions and a summary of dry deposition velocity data. Symposium on potential environmental and health effects of atmospheric sulfur deposition, Gatlinburg, TN, USA, 14 Oct 1979.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2003. *Atmospheric chemistry and Physics*. John Wiley & Sons, New York.
- Shatalov, V., Mantseva, E., Baart, A., Bartlett, P., Breivik, K., Christensen, J., et al., 2004. POP Model Intercomparison Study. Stage I. Comparison of Descriptions of Main Processes Determining POP Behaviour in Various Environmental Compartments. MSCE technical report 1/2004.
- Shen, H., Huang, Y., Wang, R., Zhu, D., Li, W., Shen, G., et al., 2013. Global atmospheric emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons from 1960 to 2008 and future predictions. *Environmental science & technology*, 47(12), 6415–6424.
- Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Barker, D. M., Wang, W., & Powers, J. G., 2005. *A description of the advanced research WRF version 2* (No. NCAR/TN-468+STR). National Center For Atmospheric Research Boulder Co Mesoscale and Microscale Meteorology Div.

- Smith, J., Smith, P., 2007. Environmental modelling: an introduction. Oxford University Press, New York.
- Stkes, R.I., Henm, D.S., 1989. Large-Eddy simulation of Turbulent Sheared Convection, *J. Atmos.* 46, 1106–1118.
- Suzuki, N., Murasawa, K., Sakurai, T., Nansai, K., Matsushashi, K., Moriguchi, Y., Tanabe, K., Nakasugi, O., and Morita, M., 2004, Geo-Referenced Multimedia Environmental Fate Model (G-CIEMS): Model Formulation and Comparison to the Generic Model and Monitoring Approaches. *Environ. Sci. Technol.* 38(21), 5682–5693.
- Teran, T., Lamon, L., Marcomini, A., 2012. Climate change effects on POPs' environmental behaviour: a scientific perspective for future regulatory actions. *Atmos. Pollut. Res.* 3, 466–476.
- Thibodeaux, L.J. and Mackay, D., 2011. Handbook of Chemical Mass Transport in the Environment. CRC Press., New York.
- Trapp, S., Matthies, M., 1995. Generic One-Compartment Model for Uptake of Organic Chemicals by Foliar Vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2333–2338.
- Trapp, S., Pussemier, L., 1991. Model calculations and measurements of uptake and translocation of carbamates by bean plants. *Chemosphere.* 22, 327–339.
- Tsyro, S., Erdman, L., 2000. Parameterisation of aerosol deposition processes in EMEP MSC-E and MSC-W transport models. Norwegian Meteorological Institute, 2000.
- USEPA, 2002. Total Risk Integrated Methodology TRIM.FaTE Technical Support Document Volume II: Description of Chemical Transport and Transformation Algorithms. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- USGS Long term archive, <https://lta.cr.usgs.gov/HYDRO1K/>.
- Valle, M.D., Codato, E., Marcomini A., 2007. Climate change influence on POPs distribution and fate: A case study. *Chem.* 67, 1287–1295.
- Wang R., Tao, S., Wang, B., Yang, Y., Lang, C., Zhang, Y., Hu, J., Ma, J., Hung, H., 2010. Sources and pathways of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Transported to alert, the Canadian

- high Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 44, 1017–1022.
- Wania, F., Daly, G.L., 2002. Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs. *Atmos. Environ.* 36, 5581–5593.
- Wania, F., Mackay, D., 1999. The evolution of mass balance models of persistent organic pollutant fate in the environment. *Environ. Pollut.* 100, 223–240.
- Williams, J.R., 1975. Sediment–yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor. In *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources*, 40, 244–252.
- Wöhrnschimmel, H., MacLeod, M., Hungerbühler, K., 2013. Emission, Fate and Transport of Persistent Organic Pollutants to the Arctic in a Changing Global Climate. *Environ. Sci. Technol.*, 47(5), 2323–2330.
- World Bank.  
<http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MKTP.KD.ZG/>.
- Xu, S., Liu, W., & Tao, S. (2006). Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons in China. *Environmental Science & Technology*, 40(3), 702–708.
- Yuegui, Y., 2004. ANALYSIS ON SOIL EROSION FACTORS IN SHANXI PROVINCE, CHINA. 13th International Soil Conservation Organisation Conference– Brisbane. 2004.
- Zhang, Y., Tao, S., 2009. Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmos. Environ.* 43, 812–819.
- Zhang, Y., Tao, S., Cao, J., Coveney, R.M., 2007. Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons in China by county. *Environ. Sci. Technol.* 41, 683–687.
- Zhang, Y., Liu, B.Y., Zhang, Q.C., Xie, Y., 2003. Effect of Different Vegetation Types on Soil Erosion by Water. *Acta Botanica Sinica*, 45(10). 1204–1209.
- Zhu, Y., Price, O.R., Tao, S., Jones, K.C., Sweetman, A.J., 2014. A new multimedia contaminant fate model for China: How important are environmental parameters in influencing chemical

persistence and long-range transport potential? *Environ. Int.* 69, 18–27.

## 부 록

### 1. POPsLTEA에서 적용된 모듈의 주요 기능

**Table A-1.** Functions of modules used in POPsLTEA

Name of module	Function
<i><b>Application area :</b></i>	<i><b>East Asia</b></i>
VARIABLES	Declaration of variables for calculation in POPsLTEA
INPUTFILES	Reading of input data (meteorological data, emission, TSP, landuse, runoff velocity, river flow, ocean flow, chemical property, reaction rate)
PARAMETER_IT	Parameterization for calculation of fate and transport and stability determination for setting the calculation time interval
TRANSPORT	Calculation of advection and diffusion in the air and water
DEPOSITION	Calculation of deposition from air to the others
REACTION	Calculation of reaction process in the air, water, sediment, soil, and vegetation
SUBROUTINES	Calculations of fate and transport of pollutants in water, sediment, soil, and vegetation
OUTFILES	Geo-mean for monthly data and writing the results (concentration, flux, process rate)
<i><b>Application area :</b></i>	<i><b>Nested South Korea</b></i>
NS_VARIABLES	Declaration of variables for calculation in nested area
NS_INPUTFILES	Reading of input data for nested area (meteorological data, landuse, runoff velocity, river flow, ocean flow)
NS_PARAMETER_IT	Parameterization for calculation of fate and

	transport and stability determination for setting the calculation time interval
NS_TRANSPORT	Calculation of advection and diffusion in the air and water with background concentration
NS_DEPOSITION	Calculation of deposition from air to the others
NS_REACTION	Calculation of reaction process in the air, water, sediment, soil, and vegetation
NS_SUBROUTINES	Calculations of fate and transport of pollutants in water, sediment, soil, and vegetation
NS_OUTFILES	Geo-mean for monthly data and writing the results (concentration, flux, process rate)

---

## 2. POPsLTEA의 모듈과 사용된 subroutines

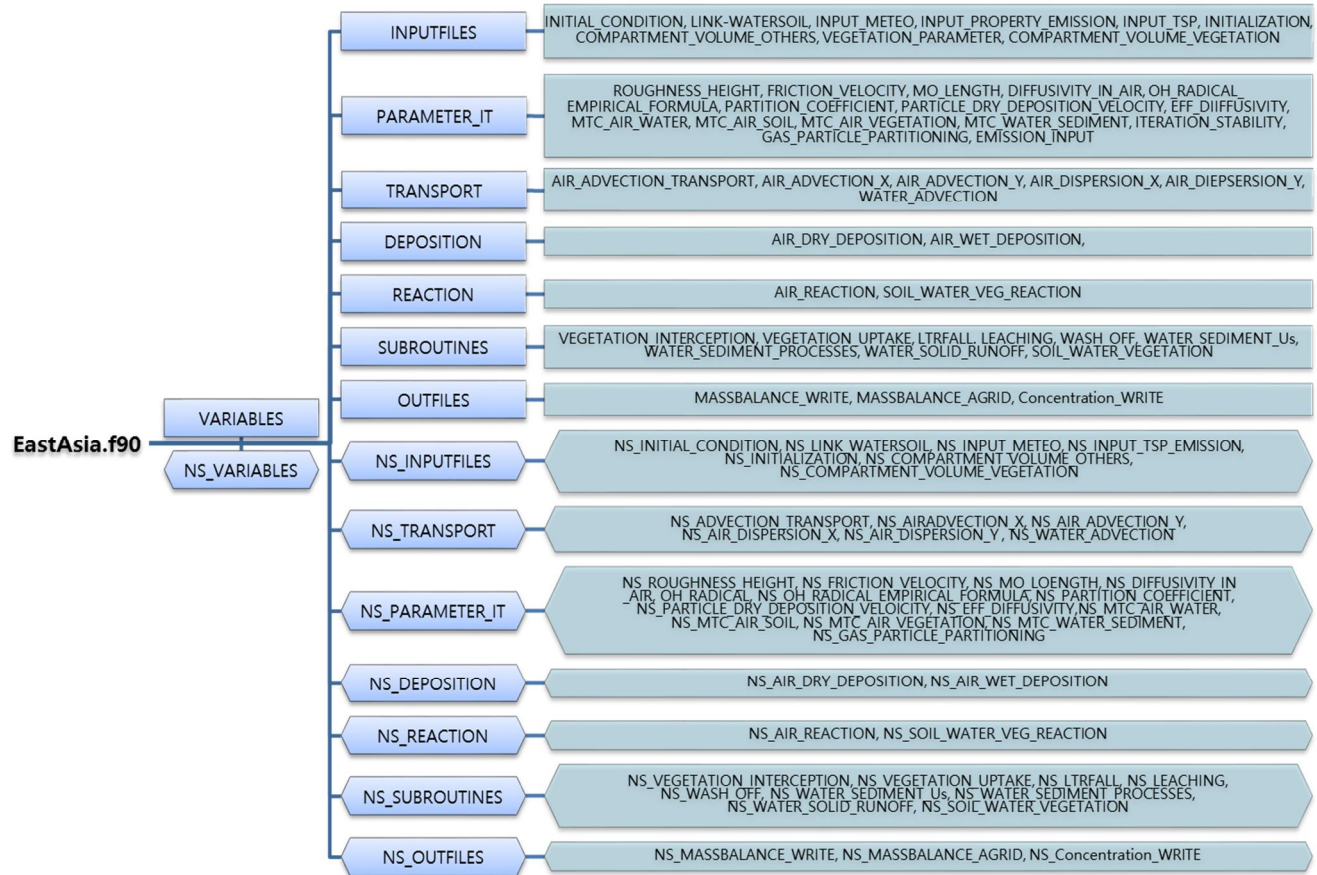


Fig. A-1. Schematic of the modules used in POPsLTEA and subroutines in modules respectively.

### 3. 입력자료 및 변수 주요

**Table A-2.** List of input data and input variables used in POPsLTEA

Property	File name	Data format	Application area	Variables (using name in model)
Meteorological data	Year*	Binary	East Asia	Temperature in 1000hPa(temp1000), precipitation rate(prate), u-wind in 1000hPa(uwind1000), v-wind in 1000hPa(vwind1000), relative humidity(rhper), short wave radiation (short)
	Year*850wind			v-wind in 850hPa(uwind850), v-wind in 850hPa(vwind850)
	Year*_KOR		South Korea	Temperature in 1000hPa(nstemp1000), precipitation rate(nsprate), u-wind in 1000hPa(nsuwind1000), v-wind in 1000hPa(nsvwind1000), relative humidity(nsrhper), short wave radiation (nsshort)
	Year*850wind			v-wind in 850hPa(nsuwind850), v-wind in 850hPa(nsvwind850)
Runoff data	Year*_WR_SR	Binary	East Asia	Time(LIT), accumulated water runoff(ACC_WR), water runoff velocity(IWR), accumulated solid runoff(ACC_SR), solid runoff velocity(ISR)
	Year*_WR_SR_KOR		South	Time(nsLIT), accumulated water



			Korea	runoff(nsACC_WR), water runoff velocity (nsIWR), accumulated solid runoff(nsACC_SR), solid runoff velocity (nsISR)
Landuse	LANDU_100_50.DAT	ASCII	East Asia	Area of urban soil, bare soil, grass and crop soil, forest soil, river, and ocean (UrbanArea, BareArea ,GCropArea, ForestArea, RiverArea, OceanArea)
	LANDU_KOR	ASCII	South Korea	Area of urban soil, bare soil, grass and crop soil, forest soil, river, and ocean (nsUrbanArea, nsBareArea ,nsGCropArea, nsForestArea, nsRiverArea, nsOceanArea)
Emission	EMIS_***.DAT	ASCII	All	
Water flow	OCEAN.DAT	Binary	East Asia	Mean ocean currents for 1971–2000 (OceanID, OCFromI, OCFromJ, OCToI, OCToJ)
	RIVER.DAT			Mean river flow for 1990–2000 (RVID, RVFromI, RVFromJ, RVToI, RVToJ)
	OCEAN_KOR.DAT		South Korea	Mean ocean currents for 1971–2000 (nsOceanID, nsOCFromI, nsOCFromJ, nsOCToI, nsOCToJ)
	RIVER_KOR.DAT			Mean river flow for 1990–2000 (nsRVID, nsRVFromI, nsRVFromJ, nsRVToI, nsRVToJ)
TSP	TSP.DAT	Binary	All	TSP concentration(TSP_INPUT)
Chemicals	CHEMICAL.DAT	ASCII	All	Chemical name(ChemicalID),molar weight (Mp),Log Kow (alp,bet), Henry's law

				constant (ha, HB), vapor pressure (VPA,VPB), boiling temperature (Tboil), molar volume (molarvol)
TSP	RXs.DAT	Binary	East Asia	Chemical name (ChemicalID), second reaction (SECONDRXag), degradation by bio in water (RXwbio), photodegradation in the air (RXapho), photo degradation in water (RXwpho), bio degradation in soil (RXsbio), photo degradation in vegetation (RXvpho), bio degradation in sediment (RXsdbio)

\*\*\*: Abbreviation of substance name (ex. Nap, Phe, Flr, BaP, BghiP)

Year\*: from 1956 to 2100

4.  $C_{\text{water}}/C_{\text{air}}$ ,  $C_{\text{soil}}/C_{\text{air}}$ ,  $C_{\text{water}}/C_{\text{sediment}}$ ,  $C_{\text{water}}/C_{\text{soil}}$ ,  $C_{\text{sediment}}/C_{\text{soil}}$  상대농도를 한국, 중국, 일본, 해양 지역에서 비교 (Fig A-2~4).

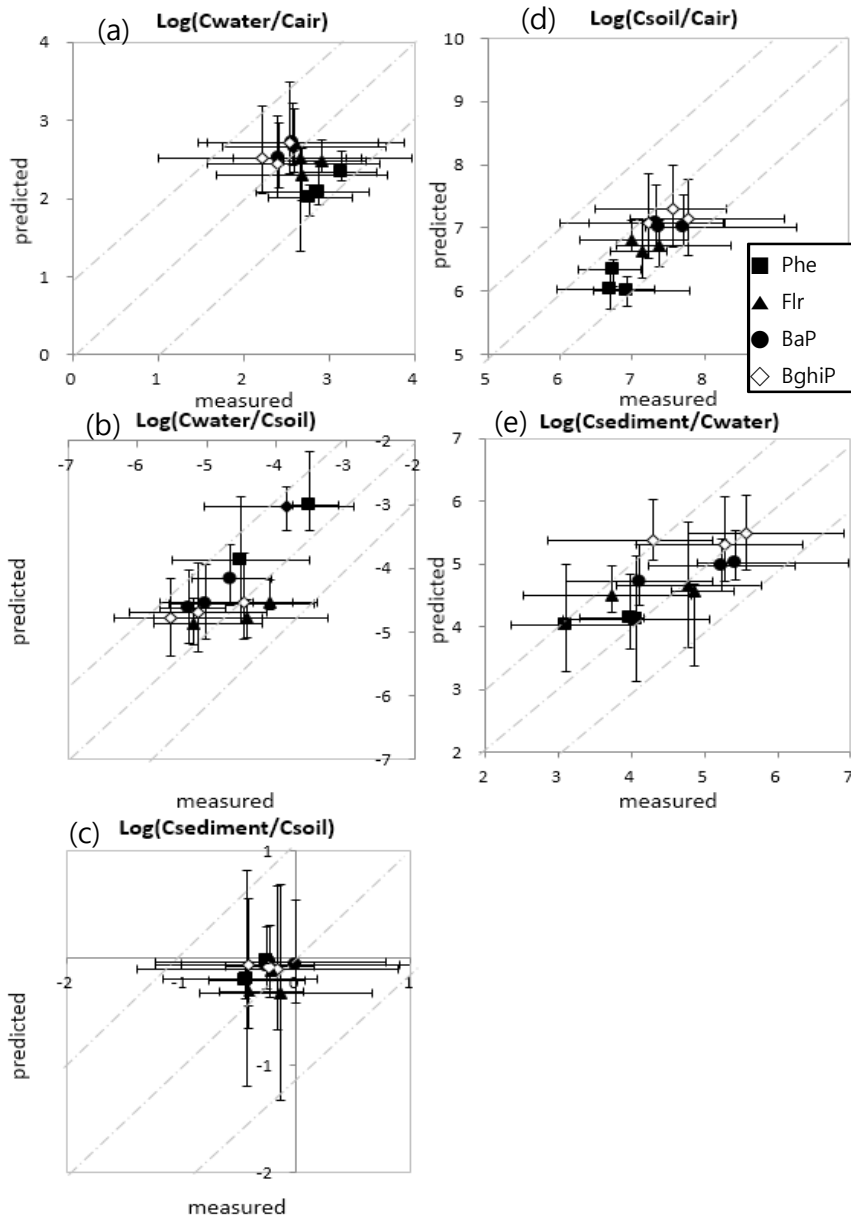
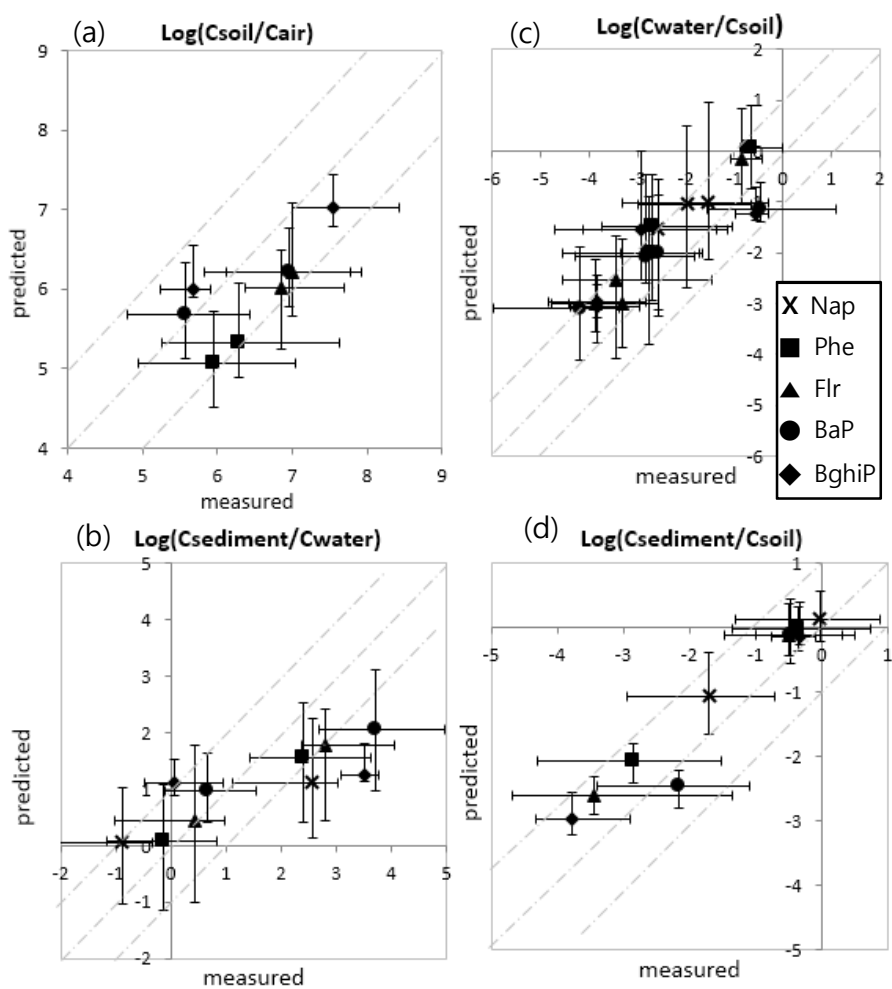


Fig. A-2. Comparison of relative concentration of Phe, Flr, BaP, BghiP in South Korea.



**Fig. A-3.** Comparison of relative concentration of Nap, Phe, Flr, BaP, BghiP in China.

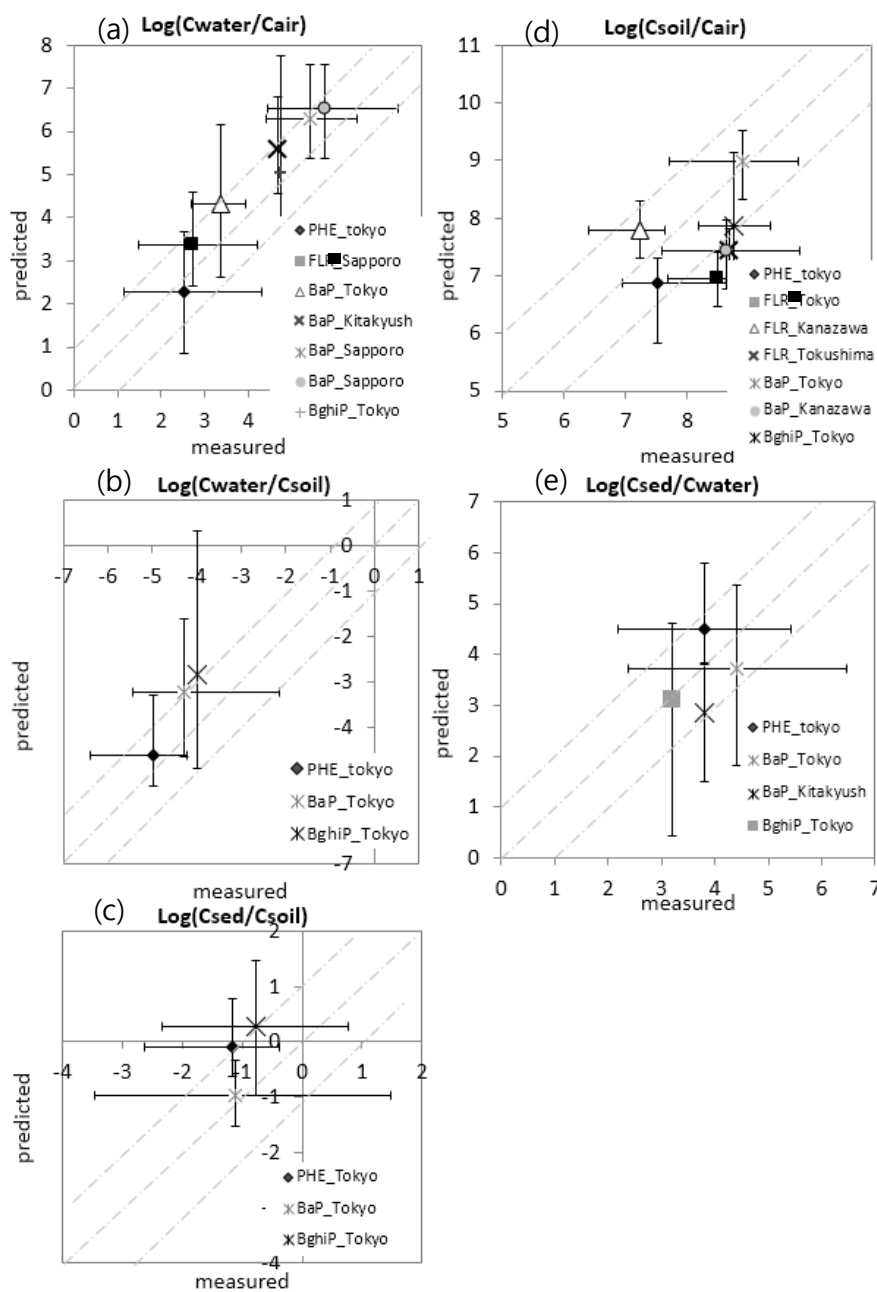


Fig. A-4. Comparison of relative concentration in Japan.

## References for the monitoring data

- An J-G, Yim U-H, Shim W-J, Kim G-B, Kim S-K, Yi H-I. Seasonal Variation of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) on Anmyeon Island. *Ocean and Polar Research* 2009; 31: 189–198.
- Cao Z, Wang Y, Ma Y, Xu Z, Shi G, Zhuang Y, et al. Occurrence and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in reclaimed water and surface water of Tianjin, China. *Journal of hazardous materials* 2005; 122: 51–59.
- Chen F, Hu W, Zhong Q. Emissions of particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Fu Gui-shan Tunnel of Nanjing, China. *Atmospheric Research* 2013; 124: 53–60.
- Chen Y, Zhu L, Zhou R. Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon in surface water and sediment from Qiantang River, China. *Journal of Hazardous materials* 2007; 141: 148–155.
- Choi You-jeung YE-h, Kim Mi-hee. Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Distribution in Busan Soils  
Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Distribution in Busan Soils 22, 2012, pp. 18.
- Deng W, Louie P, Liu W, Bi X, Fu J, Wong M. Atmospheric levels and cytotoxicity of PAHs and heavy metals in TSP and PM 2.5 at an electronic waste recycling site in southeast China. *Atmospheric Environment* 2006; 40: 6945–6955.
- Duan J, Bi X, Tan J, Sheng G, Fu J. Seasonal variation on size distribution and concentration of PAHs in Guangzhou city, China. *Chemosphere* 2007; 67: 614–622.
- Environmental fate studies of endocrine disruptors (1)~(4), National

- Institute of Environmental Research reports 2002~2005
- Fon TYW, Noriatsu O, Hiroshi S. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol of Higashi Hiroshima, Japan: pollution scenario and source identification. *Water, air, and soil pollution* 2007; 182: 235–243.
- Guo H, Lee S, Ho K, Wang X, Zou S. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmospheric Environment* 2003; 37: 5307–5317.
- Guo W, He M, Yang Z, Lin C, Quan X, Wang H. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, suspended particulate matter and sediment from Daliao River watershed, China. *Chemosphere* 2007; 68: 93–104.
- Guo Z, Sheng L, Feng J, Fang M. Seasonal variation of solvent extractable organic compounds in the aerosols in Qingdao, China. *Atmospheric Environment* 2003; 37: 1825–1834.
- Han B, Bai Z, Guo G, Wang F, Li F, Liu Q, et al. Characterization of PM 10 fraction of road dust for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from Anshan, China. *Journal of hazardous materials* 2009; 170: 934–940.
- Honda K, Mizukami M, Ueda Y, Hamada N, Seike N. Residue level of polycyclic aromatic hydrocarbons in Japanese paddy soils from 1959 to 2002. *Chemosphere* 2007; 68: 1763–1771.
- Hong H, Yin H, Wang X, Ye C. Seasonal variation of PM 10-bound PAHs in the atmosphere of Xiamen, China. *Atmospheric Research* 2007; 85: 429–441.
- Hoshi J-y, Amano S, Sasaki Y, Korenaga T. Investigation and estimation of emission sources of 54 volatile organic compounds in ambient air in Tokyo. *Atmospheric environment* 2008; 42: 2383–2393.

- Hu J, Liu C, Zhang G, Zhang Y. Seasonal variation and source apportionment of PAHs in TSP in the atmosphere of Guiyang, Southwest China. *Atmospheric Research* 2012; 118: 271–279.
- Hu Y, Bai Z, Zhang L, Wang X, Zhang L, Yu Q, et al. Health risk assessment for traffic policemen exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Tianjin, China. *Science of the Total Environment* 2007; 382: 240–250.
- Im Y, Building management system source and Risk assessment by research and analysis of Ansan hazardous air pollution substances in the atmosphere. Anshan Environmental Technology Development Center; 2007
- Jin Y–K, Lee M–G, Kam S–K. Distribution Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils in Jeju City of Jeju Island, Korea. *Journal of Environmental Science International* 2006; 15: 405–415.
- Jung J–H, Cho S–W, Lim H–S. Distribution characteristics of environmental contaminant at soil in an industrial complex area. *Clean Technology* 2012; 18: 200–208.
- Jung J–H, Phee Y–G, Cho S–W, Ok G, Shon B–H, Lee K, et al. Concentration levels and distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at ambient air in industrial complex area. *Clean Technology* 2011; 17: 379–388.
- Jung SH, Characterization of Volatile Organic Compounds in the Ambient Air of Industrial Area, 2010, Yeungnam University thesis
- Kakimoto H, Matsumoto Y, Sakai S, Kanoh F, Arashidani K, Tang N, et al. Comparison of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Nitropolycyclic Aromatic Hydrocarbons in an Industrialized City (Kitakyushu) and Two Commercial Cities



- (Sapporo and Tokyo). Journal of health science 2002; 48: 370–375.
- KIDO K, SAKUMA T, KOIZUMI S-i, KITAMURA Y, SATO N, SUZUKI Y. キーワード: 多環芳香族炭化水素類 (PAHs), 大気汚染, 浮遊粉塵.
- Kim D, Ok G. Survey on concentration characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil in Seoul. J. Environ. Sci 2005; 14: 71–80.
- Kim , T, Park J, Yoon J, Eom I, Chung I, Shin S, Park J, Lee K, An Y. Establishment of the Soil Quality Standards for Organic Pollutants(II); National Institute of Environmental Research reports 2007
- KORDI , The Yellow Sea pollution and surveillance persistent organic pollutants; 2008; Korea Ocean Research & Development Institute.
- Kume K, Ohura T, Noda T, Amagai T, Fusaya M. Seasonal and spatial trends of suspended-particle associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban Shizuoka, Japan. Journal of hazardous materials 2007; 144: 513–521.
- Kuwano Y, Shimizu Y. Bioremediation of coal contaminated soil under sulfate-reducing condition. Environmental technology 2006; 27: 95–102.
- Lee B-C, Shimizu Y, Matsuda T, Matsui S. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different size fractions in deposited road particles (DRPs) from Lake Biwa area, Japan. Environmental science & technology 2005; 39: 7402–7409.
- Lee JY, Kim YP, Kang C-H, Ghim YS. Seasonal trend of particulate PAHs at Gosan, a background site in Korea between 2001 and

- 2002 and major factors affecting their levels. *Atmospheric Research* 2006; 82: 680–687.
- Li C, Fu J, Sheng G, Bi X, Hao Y, Wang X, et al. Vertical distribution of PAHs in the indoor and outdoor PM<sub>2.5</sub> in Guangzhou, China. *Building and Environment* 2005; 40: 329–341.
- Li J, Shang X, Zhao Z, Tanguay RL, Dong Q, Huang C. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment, soil, and plants of the Aojiang River waterway in Wenzhou, China. *Journal of hazardous materials* 2010; 173: 75–81.
- Li J, Zhang G, Li X, Qi S, Liu G, Peng X. Source seasonality of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a subtropical city, Guangzhou, South China. *Science of the Total Environment* 2006; 355: 145–155.
- Li X, Li P, Lin X, Zhang C, Li Q, Gong Z. Biodegradation of aged polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by microbial consortia in soil and slurry phases. *Journal of hazardous materials* 2008; 150: 21–26.
- Liu J, Li J, Lin T, Liu D, Xu Y, Chaemfa C, et al. Diurnal and nocturnal variations of PAHs in the Lhasa atmosphere, Tibetan Plateau: implication for local sources and the impact of atmospheric degradation processing. *Atmospheric Research* 2013; 124: 34–43.
- Liu J, Xu Y, Li J, Liu D, Tian C, Chaemfa C, et al. The distribution and origin of PAHs over the Asian marginal seas, the Indian, and the Pacific Oceans: Implications for outflows from Asia and Africa. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 2014; 119: 1949–1961.
- Liu M, Cheng S, Ou D, Hou L, Gao L, Wang L, et al. Characterization, identification of road dust PAHs in central Shanghai areas,

- China. *Atmospheric Environment* 2007; 41: 8785–8795.
- Liu S, Xia X, Yang L, Shen M, Liu R. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of different land uses in Beijing, China: distribution, sources and their correlation with the city's urbanization history. *Journal of Hazardous Materials* 2010; 177: 1085–1092.
- Ma W–L, Li Y–F, Qi H, Sun D–Z, Liu L–Y, Wang D–G. Seasonal variations of sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to a northeastern urban city, China. *Chemosphere* 2010; 79: 441–447.
- Ma W–L, Sun D–Z, Shen W–G, Yang M, Qi H, Liu L–Y, et al. Atmospheric concentrations, sources and gas–particle partitioning of PAHs in Beijing after the 29th Olympic Games. *Environmental Pollution* 2011; 159: 1794–1801.
- Mai B, Qi S, Zeng EY, Yang Q, Zhang G, Fu J, et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the coastal region off Macao, China: assessment of input sources and transport pathways using compositional analysis. *Environmental Science & Technology* 2003; 37: 4855–4863.
- Men B, He M, Tan L, Lin C, Quan X. Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Daliao River Estuary of Liaodong Bay, Bohai Sea (China). *Marine Pollution Bulletin* 2009; 58: 818–826.
- Nakata H, Sakai Y, Miyawaki T, Takemura A. Bioaccumulation and toxic potencies of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in tidal flat and coastal ecosystems of the Ariake Sea, Japan. *Environmental science & technology* 2003; 37: 3513–3521.
- Nam J, Song B, Eom K, Lee S, Smith A. Distribution of polycyclic

- aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea. *Chemosphere* 2003; 50: 1281–1289.
- Nam J–J, Hong S–Y, Lee H–D, Park C–Y, Lee S–H. Long–term Changes in Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Content of Paddy Soils in Youngnam area. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* 2007; 40: 196–200.
- Nishimura T, Goto S, Kata Y, Okunuki M, Matsushita H. Mutagenicity and benzo [a] pyrene contents in soils in Tokyo. *J. Jpn. Soc. Air Pollut* 1984; 19: 228–238.
- Ohura T, Amagai T, Fusaya M, Matsushita H. Spatial distributions and profiles of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in two industrial cities in Japan. *Environmental science & technology* 2004; 38: 49–55.
- Okuda T, Naoi D, Tenmoku M, Tanaka S, He K, Ma Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol in Beijing, China, measured by aminopropylsilane chemically–bonded stationary–phase column chromatography and HPLC/fluorescence detection. *Chemosphere* 2006; 65: 427–435.
- Okuda T, Okamoto K, Tanaka S, Shen Z, Han Y, Huo Z. Measurement and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol in Xi'an, China, by using automated column chromatography and applying positive matrix factorization (PMF). *Science of the Total Environment* 2010; 408: 1909–1914.
- Okuda T, Okamoto K, Tanaka S, Shen Z, Han Y, Huo Z. Measurement and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol in Xi'an, China, by using automated column chromatography and applying positive matrix

- factorization (PMF). *Science of the Total Environment* 2010; 408: 1909–1914.
- Park SS, Kim YJ, Kang CH. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Seoul, Korea. *Atmospheric Environment* 2002; 36: 2917–2924.
- Peng C, Ouyang Z, Wang M, Chen W, Jiao W. Vegetative cover and PAHs accumulation in soils of urban green space. *Environmental pollution* 2012; 161: 36–42.
- Ping L, Luo Y, Zhang H, Li Q, Wu L. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in thirty typical soil profiles in the Yangtze River Delta region, east China. *Environmental Pollution* 2007; 147: 358–365.
- Qin N, He W, Kong X–Z, Liu W–X, He Q–S, Yang B, et al. Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the water from a large Chinese lake based on multiple indicators. *Ecological indicators* 2013; 24: 599–608.
- Ren H, Kawagoe T, Jia H, Endo H, Kitazawa A, Goto S, et al. Continuous surface seawater surveillance on poly aromatic hydrocarbons (PAHs) and mutagenicity of East and South China Seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2010; 86: 395–400.
- Research NIOE. Environmental fate studies of endocrine disruptors (1)~(4). National Institute of Environmental Research, 2002~2005.
- Spitzer T, Kuwatsuka S. Residue levels of polynuclear aromatic compounds in urban surface soil from Japan. *Journal of Chromatography A* 1993; 643: 305–309.
- Sun J–H, Wang G–L, Chai Y, Zhang G, Li J, Feng J. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Henan reach of

- the Yellow River, Middle China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2009; 72: 1614–1624.
- Tang L, Tang X–Y, Zhu Y–G, Zheng M–H, Miao Q–L. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils in Beijing, China. *Environment international* 2005; 31: 822–828.
- Tang N, Hattori T, Taga R, Igarashi K, Yang X, Tamura K, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and nitropolycyclic aromatic hydrocarbons in urban air particulates and their relationship to emission sources in the Pan–Japan Sea countries. *Atmospheric Environment* 2005; 39: 5817–5826.
- Tang X, Shen C, Shi D, Cheema SA, Khan MI, Zhang C, et al. Heavy metal and persistent organic compound contamination in soil from Wenling: an emerging e–waste recycling city in Taizhou area, China. *Journal of Hazardous Materials* 2010; 173: 653–660.
- Tao S, Cui Y, Xu F, Li B, Cao J, Liu W, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin. *Science of the Total Environment* 2004; 320: 11–24.
- Tham YW, Takeda K, Sakugawa H. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated with atmospheric particles in Higashi Hiroshima, Japan: influence of meteorological conditions and seasonal variations. *Atmospheric Research* 2008; 88: 224–233.
- Wang C, Wang F, Wang T, Bian Y, Yang X, Jiang X. PAHs biodegradation potential of indigenous consortia from agricultural soil and contaminated soil in two–liquid–phase bioreactor (TLPB). *Journal of hazardous materials* 2010; 176: 41–47.
- Wang D, Tian F, Yang M, Liu C, Li Y–F. Application of positive matrix factorization to identify potential sources of PAHs in soil of

- Dalian, China. *Environmental Pollution* 2009; 157: 1559–1564.
- Wang L, Yang Z, Niu J, Wang J. Characterization, ecological risk assessment and source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in water column of the Yellow River Delta, one of the most plenty biodiversity zones in the world. *Journal of hazardous materials* 2009; 169: 460–465.
- Wang W, Huang M-j, Kang Y, Wang H-s, Leung AO, Cheung KC, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban surface dust of Guangzhou, China: status, sources and human health risk assessment. *Science of the total environment* 2011; 409: 4519–4527.
- Wang W, Simonich S, Giri B, Chang Y, Zhang Y, Jia Y, et al. Atmospheric concentrations and air–soil gas exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in remote, rural village and urban areas of Beijing–Tianjin region, North China. *Science of the Total Environment* 2011; 409: 2942–2950.
- Wang W, Simonich SLM, Xue M, Zhao J, Zhang N, Wang R, et al. Concentrations, sources and spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from Beijing, Tianjin and surrounding areas, North China. *Environmental Pollution* 2010; 158: 1245–1251.
- Wang X-T, Miao Y, Zhang Y, Li Y-C, Wu M-H, Yu G. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: occurrence, source apportionment and potential human health risk. *Science of the Total Environment* 2013; 447: 80–89.
- Wang Z, Chen J, Qiao X, Yang P, Tian F, Huang L. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons from urban to rural soils: a case study in Dalian, China. *Chemosphere* 2007;

68: 965–971.

Wei S, Huang B, Liu M, Bi X, Ren Z, Sheng G, et al. Characterization of PM<sub>2.5</sub>-bound nitrated and oxygenated PAHs in two industrial sites of South China. *Atmospheric Research* 2012; 109: 76–83.

Weissenfels WD, Klewer H-J, Langhoff J. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: influence on biodegradability and biotoxicity. *Applied Microbiology and Biotechnology* 1992; 36: 689–696.

Wu Y, Teng Y, Li Z, Liao X, Luo Y. Potential role of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) oxidation by fungal laccase in the remediation of an aged contaminated soil. *Soil Biology and Biochemistry* 2008; 40: 789–796.

Xia Z, Duan X, Tao S, Qiu W, Liu D, Wang Y, et al. Pollution level, inhalation exposure and lung cancer risk of ambient atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Taiyuan, China. *Environmental Pollution* 2013; 173: 150–156.

Yamamoto N, Okayasu H, Murayama S, Mori S, Hunahashi K, Suzuki K. Measurement of volatile organic compounds in the urban atmosphere of Yokohama, Japan, by an automated gas chromatographic system. *Atmospheric Environment* 2000; 34: 4441–4446.

Yamashita N, Kannan K, Imagawa T, Villeneuve DL, Hashimoto S, Miyazaki A, et al. Vertical profile of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, naphthalenes, biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons, and alkylphenols in a sediment core from Tokyo Bay, Japan. *Environmental Science & Technology* 2000; 34: 3560–3567.

Yan W, Chi J, Wang Z, Huang W, Zhang G. Spatial and temporal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in



- sediments from Daya Bay, South China. *Environmental Pollution* 2009; 157: 1823–1830.
- Yang B, Xue N, Zhou L, Li F, Cong X, Han B, et al. Risk assessment and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils of Huanghuai plain, China. *Ecotoxicology and environmental safety* 2012; 84: 304–310.
- Yang D, Qi S, Zhang Y, Xing X, Liu H, Qu C, et al. Levels, sources and potential risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in multimedia environment along the Jinjiang River mainstream to Quanzhou Bay, China. *Marine pollution bulletin* 2013; 76: 298–306.
- Yang Y, Zhang X–X, Korenaga T. Distribution of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil of Tokushima, Japan. *Water, Air, and Soil Pollution* 2002; 138: 51–60.
- Yin C–Q, Jiang X, Yang X–L, Bian Y–R, Wang F. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in the vicinity of Nanjing, China. *Chemosphere* 2008; 73: 389–394.
- Zhang J, Cornelia M–N, Wang M, Cao Z, Luo X, Wong M, et al. Change of PAHs with evolution of paddy soils from prehistoric to present over the last six millennia in the Yangtze River Delta region, China. *Science of the total environment* 2013; 449: 328–335.
- Zhang Y, Tao S. Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmospheric Environment* 2009; 43: 812–819.
- Zhang Z, Huang J, Yu G, Hong H. Occurrence of PAHs, PCBs and organochlorine pesticides in the Tonghui River of Beijing, China. *Environmental Pollution* 2004; 130: 249–261.
- Zhao J, Zhang F, Xu L, Chen J, Xu Y. Spatial and temporal distribution

of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmosphere of Xiamen, China. Science of the Total Environment 2011; 409: 5318–5327.

Zheng Y, Luo X, Zhang W, Wu B, Han F, Lin Z, et al. Enrichment behavior and transport mechanism of soil-bound PAHs during rainfall-runoff events. Environmental pollution 2012; 171: 85–92.

嵐谷奎一. Polynuclear aromatic hydrocarbon concentration and mutagenic activity in soils sampled at the roadsides. J. Jpn. Soc. Air Pollut. 1992; 27: 190–197.

平成24年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.  
[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h24/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h24/data.html), in Japanese

平成23年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.  
[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h23/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h23/data.html), in Japanese

平成22年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.  
[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h22/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h22/data.html), in Japanese

平成21年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.  
[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h21/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h21/data.html), in Japanese

平成20年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.  
[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h20/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h20/data.html), in Japanese

平成19年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.  
[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h19/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h19/data.html), in Japanese

平成18年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.

[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h18/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h18/data.html), in  
Japanese

平成17年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.

[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h17/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h17/data.html), in  
Japanese

平成16年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.

[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h16/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h16/data.html), in  
Japanese

平成15年度大気汚染状況について有害大気汚染物質モニタリング調査結果.

[http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h15/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h15/data.html), in  
Japanese

Report on Environmental Survey and Monitoring of Chemicals,  
FY1974–FY2012, Ministry of the environment Government of  
Japan

[UNEP GEMS/Water.](#)

[http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/gems\\_inet/index\\_j.ht  
ml](http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/gems_inet/index_j.html)

## 5. 계절별 기상자료의 평균에 대한 통계적 평가

**Table A-3.** Paired t-test results of meteorological variables in China, South Korea, North Korea, Japan, and Ocean during A(2011-2040), B(2041-2070), and C(2071-2100). The number means p-value, red shading means statistical difference and grey shading means statistically no difference in the 90% confidence level.

Pvalue	season	China			South Korea			North Korea			Japan			Ocean		
Period		AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA
Rain	Winter	0.69	0.38	0.26	0.29	0.85	0.29	0.16	0.47	0.47	1	0.47	0.47	0.08	0.08	
	Spring	0.45	0.36	0.11	0.37	0.31	0.06	0.88	0.88	0.88	1	1	1	1	1	1
	Summer		0.01		0.15	0.9	0.15	0.7	0.87	0.7	0.96	0.96	0.96	0.1	0.56	0.039
	Fall	0.98	0.93	1	0.68	0.27	0.4	0.83	0.01	0.02	1	1	10.64	0.64	0.66	0.46
Temp_1yr	Winter															
	Spring	0.05														
	Summer															
	Fall	0.01	0.01					0.01	0.01							
Temp_4yr	Winter															
	Spring	0.05						0.01			0.01					
	Summer															
	Fall							0.01	0.01							
Wind_1yr	Winter	0.03			0.77			1	1	1	0.74	0.74	0.23	0.14	0.19	
	Spring	0.01			0.59	0.59	0.23	0.82	0.16	0.17	0.18	0.04	0.04	0.02	0.02	
	Summer	0.58	0.73	0.48	0.32	0.22	0.03	1	1	1	0.9	0.96	0.90	0.94	0.49	0.49
	Fall	0.00	0.06			0.66	0.01	0.01	0.32			0.54		0.00	0.43	
Wind_4yr	Winter	0.47	0.78	0.43	0.52	0.52	0.11	0.37	0.68	0.53	1	1	1	0.13	0.13	
	Spring	0.16			0.11			0.37			0.09			0.049		
	Summer	0.43	0.43	0.05	0.18	0.64	0.09	1	1	1	0.45	0.45	0.06	0.38	0.13	0.02
	Fall		0.02		0.01	0.07		0.16	0.11			0.08			0.01	

6. Nap, Phe, Flr, BaP, BghiP 계절별 농도 평균의 변화표 5개 제시

**Table A-4.** Paired t-test results of concentrations of Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP in China, South Korea, North Korea, Japan, and Ocean during A(2011-2040), B(2041-2070), and C(2071-2100). The number means p-value, red shading means statistical difference and grey shading means statistically no difference in the 90% confidence level.

Nap

Log10(Nap) Pvalue		China			SouthKorea			NorthKorea			Japan			Ocean		
Period	Season	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA
AIR_1yr	Winter															
	Spring	0.22	0.03		0.07	0.28		0.05	0.03		0.3	0.3	0.02	0.26	0.02	
	Sumer	0.36	0.36	0.06	0.27			0.88	0.61	0.88				1	1	1
	Fall	0.11	0.16		0.32	0.04	0.3	0.21	0.21		0.24	0.13		0.11	0.25	
AIR_4yr	Winter															
	Spring	0.09	0.02		0.06	0.03		0.05	0.03		0.08	0.03		0.09		
	Sumer											0.03		0.2	0.52	0.07
	Fall	0.06	0.06		0.04	0.04		0.08	0.08		0.06	0.06		0.08	0.08	
Soil	Winter				0.2											
	Spring										0.07					
	Sumer				0.29											
	Fall				0.83											
Water	Winter												0.51	0.26	0.01	
	Spring		0.81			0.96		0.57					0.03	0.75		
	Sumer						0.1							1	1	1
	Fall		0.05			0.45		0.01						0.24		0.08

Phe

Log10(Phe)	P value	China			South Korea			North Korea			Japan			Ocean		
Period	Season	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA
AIR_1yr	Winter	0.01						1	1	1				0.02		
	Spring	0.23	0.01		0.12	0.17		0.21	0.01		0.09	0.03		0.33		
	Summer	0.41	0.41	0.07	0.02									1	1	1
	Fall	0.13	0.13			0.52					0.14	0.13		0.18	0.18	
AIR_4yr	Winter							0.06								
	Spring	0.09	0.03		0.11	0.03		0.05	0.05		0.14	0.02		0.23	0.01	
	Summer										0.11	0.11		0.41	0.41	0.08
	Fall	0.08	0.05		0.08	0.04		0.05	0.03		0.15	0.11		0.15	0.14	
Soil	Winter															
	Spring															
	Summer															
	Fall															
Water	Winter													0.02		
	Spring		0.33			0.16		0.23			0.37			0.21		
	Summer					0.37								1	1	1
	Fall		0.78			0.29		0.36						0.1	0.09	

Flr

Log10(Flr)	P value	China			South Korea			North Korea			Japan			Ocean		
Period	Season	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA
AIR_1yr	Winter	0.45	0.58	0.23	0.4	0.08	0.4				0.01	0.23		1	1	1
	Spring	0.72	0.03	0.01	1	1	1	0.73	0.08	0.11	0.73	0.18	0.24	0.87	0.01	0.01
	Summer	1	1	1	0.674	0.01		0.33	0.4	0.08	0.48			1	0.78	1
	Fall	0.23	0.19	0.01		0.20	0.20	0.24	0.06		0.97	0.97	0.52	0.31	0.31	0.02
AIR_4yr	Winter	0.84	0.78	0.78	0.63	0.25	0.63	1	1	1	0.1	0.8	0.09	0.73	0.9	0.9
	Spring	0.16	0.16		0.51	0.51	0.09		0.68		0.51	0.11	0.03	0.73	0.07	0.04
	Summer	0.52	0.74	0.45	0.5	0.5	0.2	0.27	0.27	0.01	1	1	1	1	1	1
	Fall	0.39	0.07	0.01	0.36	0.05		0.18	0.01		0.52	0.22	0.07	0.39	0.29	0.06
Soil	Winter															
	Spring															
	Summer															
	Fall															
Water	Winter				0.07			0.47	0.28	0.6		0.02		0.26	0.01	
	Spring		0.93		0.07	0.41	0.01		0.7			0.33		0.75		
	Summer				0.05	0.1			0.02	0.07				1	1	1
	Fall		0.16				0.93		0.1					0.24		0.08

# BaP

Log10(BaP)	P value	China			South Korea			North Korea			Japan			Ocean		
Period	Season	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA
AIR_1yr	Winter	1	1	1	0.33	0.78	0.29	0.12	0.04					1	1	1
	Spring	0.91	0.08	0.08	0.68	0.68	0.49	1	1	1	0.05	0.78	0.04	0.37	0.03	0.17
	Summer	0.24	0.06		1	1	1	0.75				0.08		0.32	0.2	0.02
	Fall	0.51	0.43	0.17	0.72	0.44	0.72	0.68	0.49	0.63		0.01		0.56	0.56	0.15
AIR_4yr	Winter	0.62	0.62	0.23	1	1	1	0.98	0.98	0.78	0.35	0.35	0.03	0.46	0.46	0.07
	Spring	1	1	1	0.66	0.66	0.18	0.61	0.38	0.61	0.87	0.99	0.99	0.66	0.88	0.88
	Summer	0.78	0.05	0.03	0.85	0.43	0.43	1	1	1	0.92	0.12	0.12	0.64	0.13	0.06
	Fall	0.79	0.77	0.79	0.67	0.54	0.69	0.5	0.48	0.78	1	1	0.95	0.9	0.82	0.82
Soil	Winter	0.23			0.17			0.01		0.01	0.71					
	Spring	0.43			0.17						0.78					
	Summer	0.71			0.34			0.01			0.46					
	Fall	0.88			0.75			0.05			0.06					
Water	Winter	0.24			0.21	0.33	0.69	0.08				0.37		0.02		
	Spring	0.76	0.01		0.13	0.38	0.02	0.33	0.33	0.04	0.38	0.75	0.75	0.73		
	Summer	0.43	0.03	0.13	0.59	0.17	0.33	0.89	0.7	0.7		0.84		0.76	0.77	0.72
	Fall	0.97			0.1	0.05	0.64	0.31		0.09		0.11	0.29	0.57	0.19	0.08



# BghiP

Log10(BghiP)	P value	China			South Korea			North Korea			Japan			Ocean		
Period	Season	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA	AB	BC	CA
AIR_1yr	Winter	1	1	0.75	0.68	0.82	0.68	0.52	0.28	0.1	0.2	0.15		0.31	0.42	0.08
	Spring	0.78	0.07	0.09	1	1	1	0.91	0.49	0.49	0.38	0.69	0.69	0.39	0.05	0.39
	Summer	0.34	0.12	0.01	0.58	0.58	0.85	0.59	0.21	0.59	0.06	0.33		0.26	0.12	
	Fall	0.72	0.44	0.33	1	1	1	0.66	0.02		0.38	0.88	0.38	0.69	0.69	0.48
AIR_4yr	Winter	0.46	0.46	0.13	1	1	1	0.62	0.62	0.17	0.61	0.53	0.31	0.52	0.52	0.11
	Spring	1	1	1	1	1	1	0.95	0.95	0.95	0.96	0.87	0.96	0.66	0.66	0.84
	Summer	0.89	0.32	0.32	0.92	0.55	0.92	1	1	1	1	0.23	0.23	0.69	0.16	0.09
	Fall	0.82	0.82	0.49	0.64	0.24	0.38	0.55	0.05	0.13	0.97	0.97	0.82	0.95	0.84	0.84
Soil	Winter		0.04	0.36		0.32			0.01	0.09			0.16			
	Spring	0.01	0.02	0.66		0.22				0.07			0.22			
	Summer	0.02	0.02	0.92		0.41				0.25			0.65			
	Fall	0.02	0.01	0.76		0.27				0.62			0.85			
Water	Winter	0.1	0.08		0.25	0.25	0.96	0.26	0.26	0.01				0.05		
	Spring	0.12	0.07		0.07	0.47	0.01	0.34	0.63	0.2	1	1	1	0.38		0.01
	Summer	0.35	0.04		0.81	0.5	0.81	0.91	0.91	0.49	0.39	0.39	0.09	0.69	0.69	0.45
	Fall	0.26			0.36	0.03	0.37	0.52	0.16	0.37	0.53	0.53	0.92	0.69	0.17	0.1

7. 매체별 오염물질 분포비율

**Table A-5.** Remaining pollutants rate in multimedia during 2011~2040 and 2071~2100.

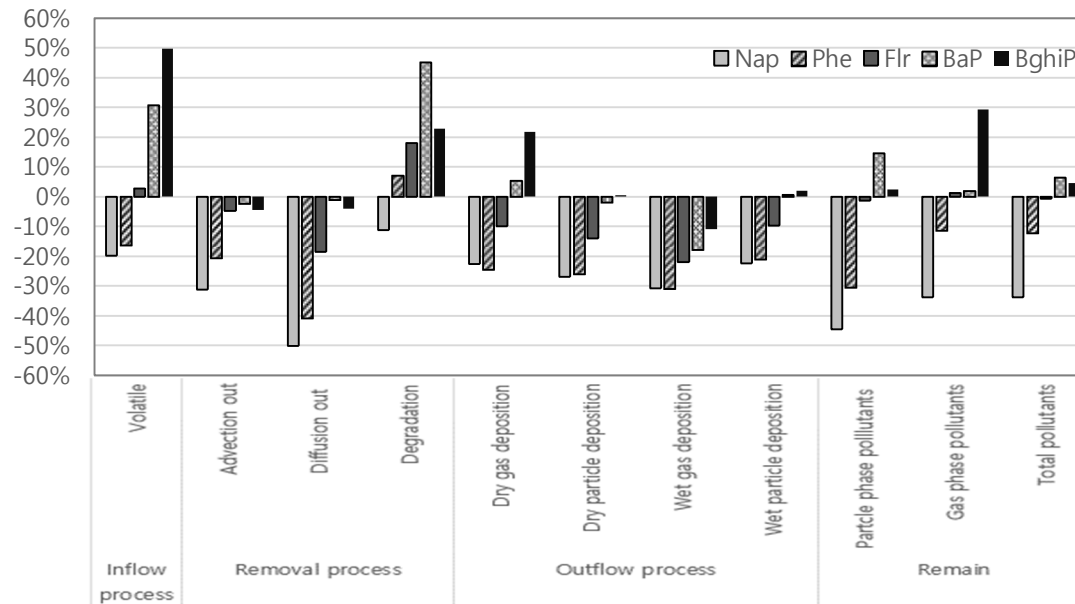
pollutants	media	2011-2040	2071-2100	Difference of rate
Nap	Air	0.985	0.985	-0.000266
	Soil	0.002	0.002	-0.000295
	Water	0.013	0.014	0.000561
Phe	Air	0.835	0.835	0.000301
	Soil	0.089	0.090	0.000597
	Water	0.075	0.075	0.000102
Flr	Air	0.592	0.592	0.000243
	Soil	0.294	0.294	-0.000306
	Water	0.114	0.114	0.000063
BaP	Air	0.390	0.390	0.000483
	Soil	0.560	0.560	0.000131
	Water	0.049	0.049	0.000385
BghiP	Air	0.328	0.328	0.000017
	Soil	0.489	0.489	-0.000449
	Water	0.183	0.183	0.000432

8. 변화율(Conc.<sub>2071-2100</sub>/Conc.<sub>2011-2040</sub>)과 배출량 및 농도와의 상관계수

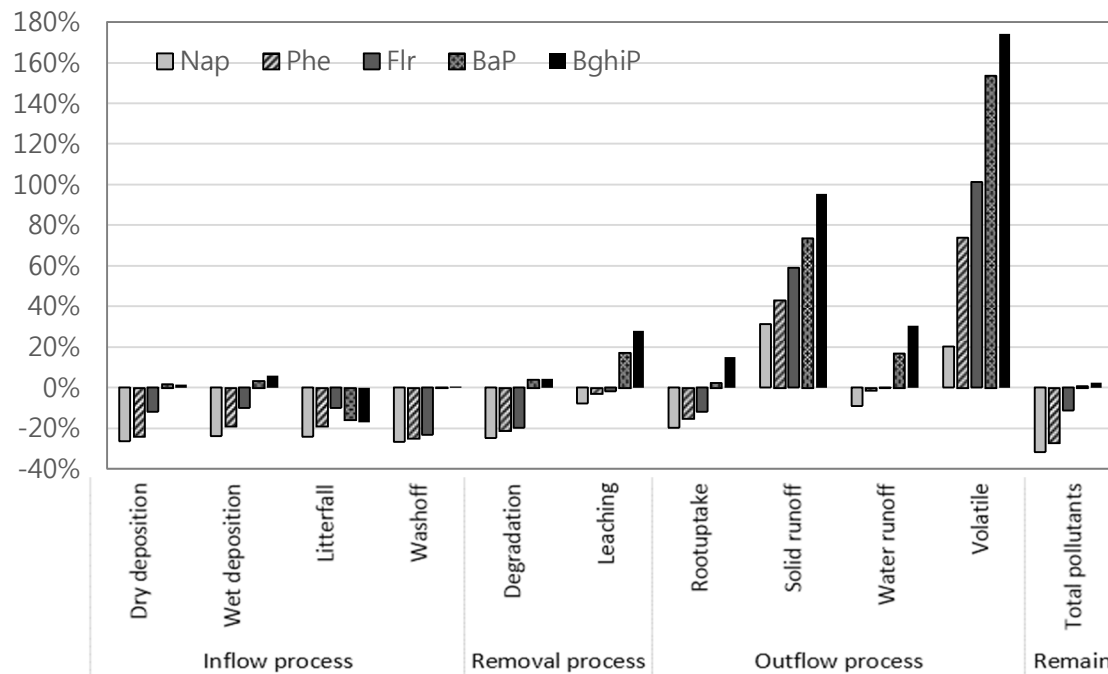
**Table A-6.** Correlation coefficient to changing ratio of concentration (Conc.<sub>2071-2100</sub>/Conc.<sub>2011-2040</sub>) with Emission and concentration.

<b>Emission</b>	Air_1layer	Air_4layer	Water	Soil
Nap	0.34	0.37	0.29	0.43
Phe	0.44	0.22	0.27	0.44
Flr	0.38	0.05	0.26	0.41
BaP	0.19	0.44	0.25	0.39
BghiP	0.05	0.43	0.24	0.38
<b>Concentration</b>				
Nap	0.36	-0.14	0.16	0.52
Phe	0.48	0.08	-0.17	0.52
Flr	0.36	0.05	0.15	0.48
BaP	0.09	-0.59	0.11	0.41
BghiP	0.10	-0.59	0.11	0.40

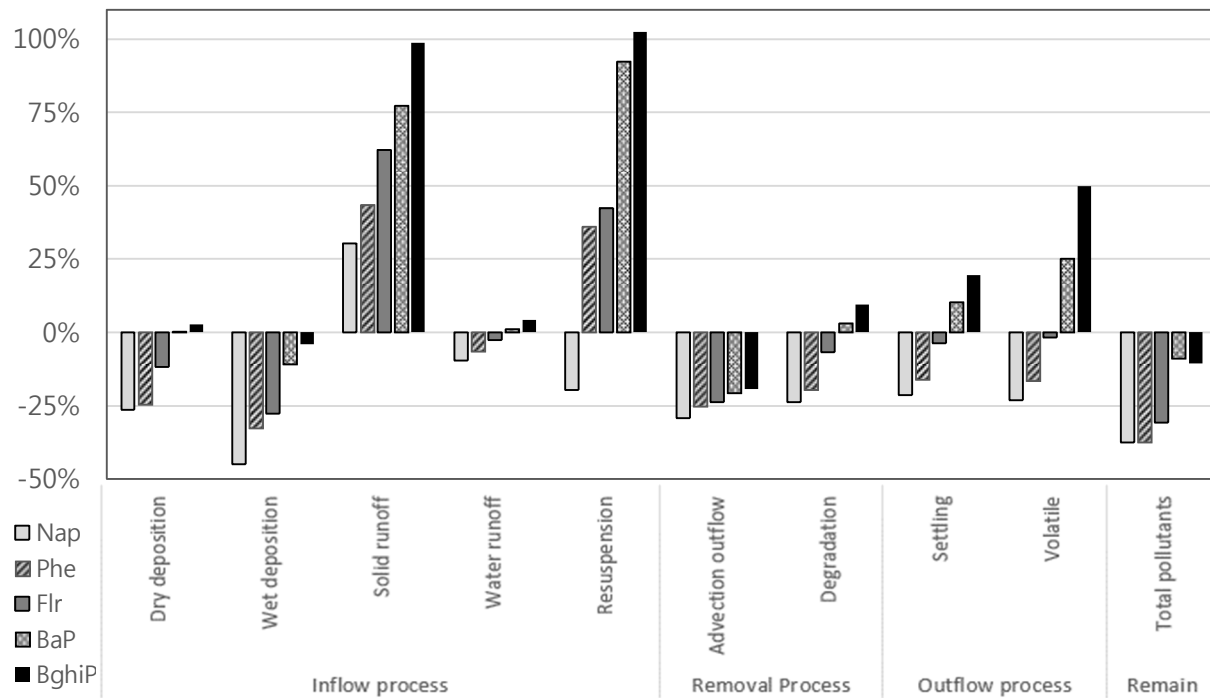
9. 각 동태과정의 flux 변화율(Changing ratio of flux [%] =  $\frac{Flux_{2071-2100}}{Flux_{2011-2040}} \times 100$  )



**Fig. A-5.** Changing ratio of flux of pollutants (Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP) in the air comparing 2011-2040 with 2070-2100.

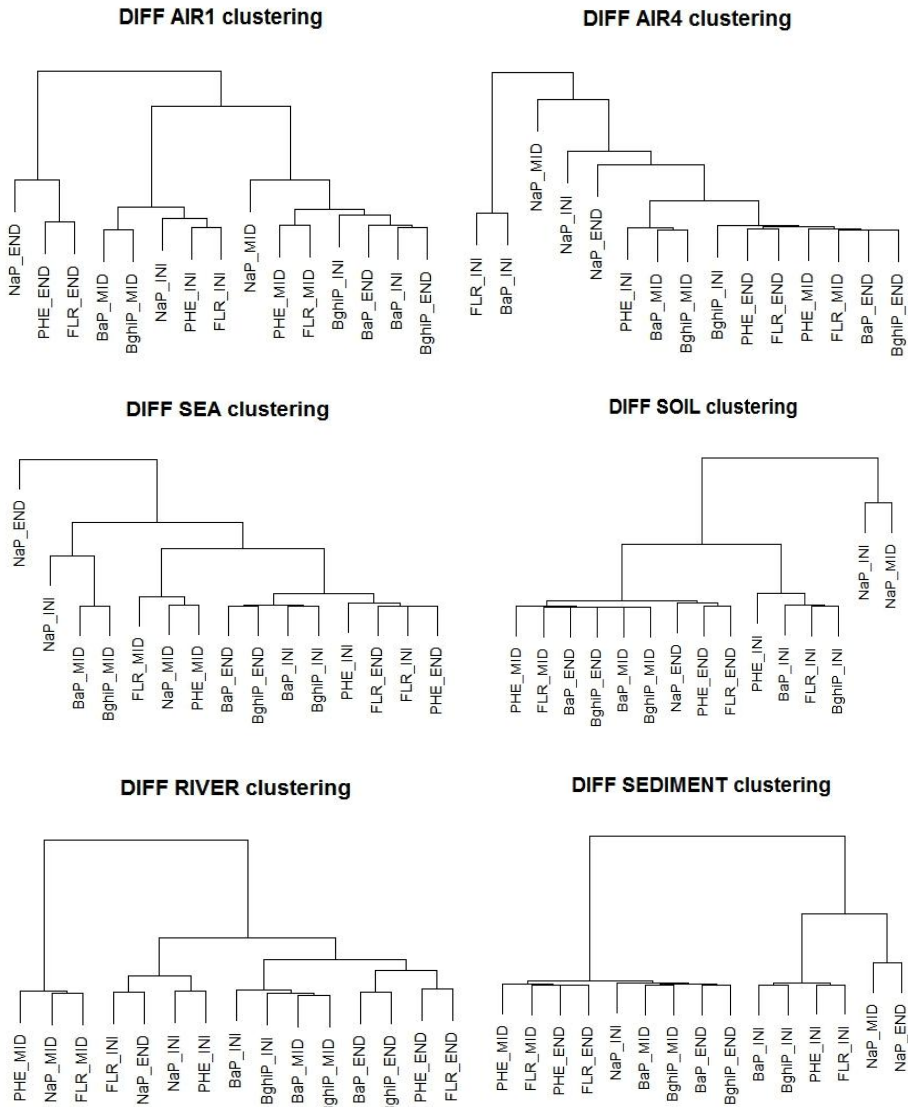


**Fig. A-6.** Changing ratio of flux of pollutants (Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP) in soil comparing 2011–2040 with 2071–2100.



**Fig. A-7.** Changing ratio of flux of pollutants (Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP) in water comparing 2011–2040 with 2071–2100

## 10. 군집화 분석



**Fig A-8.** Clustering analysis of weighted changing ratio for Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP pollutants level in the Air 1layer and 4layer, sea, soil, river, and sediment during 2011–2040(INI), 2041–2070(MID), and 2071–2100(END).

## Abstract

# Prediction and Analysis of the Impact of Climate Change on the Fate and Transport of PAHs in the Multimedia Environment of East Asia

Song, Jee Hey

Department of Environmental Planning  
Graduate School of Environmental Studies  
Seoul National University

In order to quantitatively assess the changes in the fate and transport of PAHs in East Asia due to climate change, POPsLTEA (Persistent Organic Pollutants Long range Transport model for East Asia) with multimedia was developed and the predictions of the POPsLTEA were proven that they had enough confidence level. It was found that the impacts of the climate change on the pollution level and long range transport of PAHs are in presence over East Asia.

POPsLTEA was designed with consideration of air, water (surface water and ocean), sediment, soil, and vegetation in



East Asia (25~50°N, 98~148°E). The spatial resolution of the model is 5000 grids of 50 km X 50 km throughout East Asia and 1008 grids of 12.5 km X 12.5 km for nested South Korea (33~38°N, 126~130°E). The subject pollutants of the model is 16 PAHs and simulates for 145 years from 1956 to 2100 using the RCP 8.5 scenario of climate change. The emission data that were used for this particular model are based on 2004 data (Zhang et al., 2009). And the temporal change from the year of 1956 to 2013 in emissions is estimated as the GDP growth rate. To note, the data used for the year of 2014–2100, are the same as the one used for the used for the year of 2013.

The model assessment by comparing predicted concentrations with measured concentrations in the multimedia covering the countries including South Korea, China, Japan, and the ocean surrounds above countries supports that it has a high predictability for 5 PAHs (Nap, Phe, Flr, BaP, and BghiP) in the air. In other media, it has shown a high confidence level for some of the media whereas some pollutants have resulted otherwise due to limitation of input data.

Largely due to the impacts of climate change, the pollution level of Nap, Phe, and Flr has decreased, however, that of BaP and BghiP, which are heavier materials, has increased. As for air, the important processes of changes in pollution level due to

climate change involve 1) removal by photolysis reaction for Nap, Phe, and Flr and 2) outflow to other media by deposition for BaP and BghiP. As for soil, the important processes of changes in pollution level due to climate change include 1) deposition from air and degradation for Nap, Phe, and Flr and 2) deposition from air and solid runoff from soil for BaP and BghiP. In water, the important processes of changes in pollution level due to climate change involve 1) deposition from air and volatilization to air for Nap, Phe, and Flr and 2) solid runoff from soil and volatilization to air for BaP and BghiP.

The result of the emission control experiment to assess the long range transport of BaP shows that more than 45% of pollution in the 1<sup>st</sup> layer of air and more than 94% of pollution in the 4<sup>th</sup> layer of air in South Korea come from China. The contribution of China's emissions to pollution level in South Korea is expected to increase by 1.4 – 8.4% due to climate change. And the contribution of Japan's emissions to the pollution level in South Korea will be decreased by 0.9% due to climate change.

POPsLTEA, which can quantitatively assess the impacts of climate change over East Asia, can be studied for other substances, various emission conditions, or climate change scenarios. The results of various studies can be used as

scientific evidence for the establishment of environmental policies regarding climate change and the regulation of emission levels among East Asian countries.

**Keywords:** Climate Change, PAHs, East Asia, Multimedia model, Long range transport

**Student Number:** 2008–30673